



**FITOMASSZA SZEREPE A VEGATÁCIÓDINAMIKÁBAN.
TERMÉSZETES GYEPEK DINAMIKÁJA, SPONTÁN SZUKCESSZIÓ,
GYEPREKONSTRUKCIÓ.**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

KELEMEN ANDRÁS

Témavezető
Dr. Török Péter
egyetemi adjunktus

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Doktori Tanács
Juhász Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2013

A doktori értekezés betétlapja

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.
Debrecen, 2013.

.....
Kelemen András

Tanúsítom, hogy **Kelemen András** doktorjelölt 2009-2012 között a fent megnevezett Doktori Iskola **Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.
Debrecen, 2013.

.....
Dr. Török Péter, témavezető

A doktori értekezés betétlapja

FITOMASSZA SZEREPE A VEGATÁCIÓDINAMIKÁBAN. TERMÉSZETES GYEPEK DINAMIKÁJA, SPONTÁN SZUKCESSZIÓ, GYEPREKONSTRUKCIÓ.

BIOMASS AND DIVERSITY OF GRASSLANDS – SUCCESSION AND RESTORATION

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Kelemen András** okleveles biológus-ökológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**
(**Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja) keretében

Témavezető:

Dr. Török Péter

.....

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Dévai György

.....

tagok: Dr. Magura Tibor

.....

Dr. Vasas Gábor

.....

A doktori szigorlat időpontja: 2013. 03. 29.

Az értekezés bírálói:

.....

.....

.....

.....

A bírálóbizottság:

elnök:

.....

tagok:

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

Az értekezés védésének időpontja: 2013.

Tartalom

Bevezetés	9
Anyag és módszer	15
Vizsgálati terület	15
Természetes gyepek	16
Extenzív lucernások	17
Egyek- Pusztakócsi gyeprekonstrukció	18
Mintavétel	19
Természetes gyepek	19
Extenzív lucernások	19
Alacsony diverzitású magkeverékkel gyepesített területek	20
Kaszált és nem kaszált gyepesített szántók	20
Adatfeldolgozás	21
Természetes gyepek	21
Extenzív lucernások	22
Alacsony diverzitású magkeverékkel gyepesített területek	22
Kaszált és nem kaszált gyepesített szántók	23
Eredmények	24
Természetes gyepek	24
Fitomassza és fajgazdagság	24
C-S-R stratégiák	25
Avarhatás	27
Extenzív lucernások	27
Eltérő korú lucernások vegetációja	27
Lucernások és referencia gyepek	29
Alacsony diverzitású magkeverékkel gyepesített területek	30
A fitomassza időbeli változása	30
A gyepesített szántók és a természetes gyepek fitomasszája	32
Kaszált és nem kaszált gyepesített szántók	33
Diszkusszió	36
Köszönetnyilvánítás	41
Irodalomjegyzék	42
Függelék	50

Bevezetés

A gyepek diverzitásának csökkenését a kezelés felhagyása, illetve a hasznosítás intenzívebbé válása (műtrágyázás, peszticidek használata, túllegeltetés) egyaránt eredményezheti (Bischoff et al. 2005, Penksza et al. 2010, Valkó et al. 2012). Ezek gyakran a gyepek fitomassza viszonyainak megváltoztatásán keresztül fejtik ki hatásukat (Guo 2007). Ökológiai és természetvédelmi szempontból is elengedhetetlen ezért a fitomassza és a fajgazdagság kapcsolatának vizsgálata természetes gyepekben. A fitomassza mennyisége kismértékű zavarás esetén a gyepek produktivitásától függ, így a fitomassza értékek elemzése segítségével a produktivitást is értékelhetjük.

A produktivitás-fajgazdagság kapcsolatokat számos jellemző befolyásolhatja, például a vizsgált terület földrajzi elhelyezkedése (Cornwell & Grubb 2003), kiterjedése (Mittelbach et al. 2001, Gillman & Wright 2006), fragmentáltsága (Dolt et al. 2005), a vizsgált közösség típusa (Cornwell & Grubb 2003) és szukcessziós állapota (Bischoff et al. 2005). Általánosan elfogadott, hogy a vizsgálat léptéke az egyik legfontosabb tényező, amely meghatározhatja a produktivitás és a fajgazdagság közötti összefüggés típusát (Mittelbach et al. 2001, Gillman & Wright 2006). Tájléptékben (20-200 km-en belül) a leggyakrabban kimutatott összefüggés az unimodális (egy csúcsú) görbével leírható, úgynevezett „humped-back” összefüggés (Mittelbach et al. 2001). Az unimodális görbét először Grime (1973) írta le a produktivitás és a fajgazdagság között. Unimodális görbe esetén a növényi produkció alacsony illetve magas értékeinél egyaránt alacsony fajgazdagságot tapasztalunk. A legmagasabb fajgazdagság a két véglet között, leggyakrabban közepes produkció mellett figyelhető meg. Grime (1973) magyarázata szerint alacsony produkciónál az erős abiotikus stressz, magas produkciónál pedig az erős kompetíció eredményezi az alacsony fajgazdagságot. Ezen kívül még számos, egymással több ponton is összefüggő magyarázat létezik a görbe alakjával kapcsolatban. A görbe emelkedő része magyarázható a növekvő egyedsűrűséggel (Oksanen 1996), a talaj tápanyagtartalmának növekvő heterogenitásával (Tilman & Pacala 1993) illetve a kismértékű avarfelhalmozódással (Xiong & Nilsson 1999). A görbe leszálló ága a növények növekvő átlagos méretének következtében csökkenő egyedsűrűséggel (Oksanen 1996), a csökkenő mozaikossággal és mikroélőhely elérhetőséggel (Tilman & Pacala 1993, Bartha et al. 2003) illetve a nagymértékű avarfelhalmozódással magyarázható (Facelli & Pickett 1991). Az unimodális kapcsolatok olyan területeken tesztelhetők ideálisan, ahol alacsony és magas produktivitású élőhelyek egyaránt megtalálhatóak (Oba et al. 2001). A fentiek alapján látható, hogy ezt az összefüggést már sok szempontból

vizsgálták, hiányoznak viszont az olyan vizsgálatok, amelyek a különböző növényi stratégiák arányát és az egyes fitomasszafrakciók mennyiségét és fajgazdagságra gyakorolt hatását széles produktivitási gradiens mentén vizsgálták volna. Szintén hiányoznak azok a vizsgálatok, amelyek a fitomassza – fajszám kapcsolatokat szikes gyepek által dominált tájban vizsgálják, annak ellenére, hogy több veszélyeztetett, Natura 2000-es és Közép- illetve Kelet-Európában nagy kiterjedésben jelenlévő növényközösség is található ezen élőhelyrendszerekben. Kutatásunk célja éppen ezért egy olyan átfogó vizsgálat volt, amely széles produktivitási gradienst vizsgálva igyekszik több lehetséges tényező szerepét feltárni a produktivitás-fajszám összefüggés kialakulásában. A különböző fitomassza frakciók és az eltérő stratégiát követő fajok mennyiségi eloszlásának vizsgálatával következtetni tudunk az abiotikus stressz, a kompetíció és az avar hatásának szerepére a produktivitás-fajszám összefüggés kialakításában. Kutatásunk során a következő hipotéziseket teszteltük: (1) Humped-back hipotézis: A földfelszín feletti fitomassza és a fajszám kapcsolata unimodális görbével írható le. (2) C-S-R hipotézis: A fitomassza növekedésével párhuzamosan a kompetítor fajok aránya növekszik, a stressztűrőké illetve a ruderalisoké pedig csökken. (3) Avarhatás hipotézis: A kis mennyiségű avar jelenléte pozitívan, a nagy mennyiségű avar felhalmozódása negatívan befolyásolja a fajgazdagságot.

A természetes gyepekben kimutatott fitomassza-fajszám kapcsolatokat meghatározó mechanizmusok az egykori mezőgazdasági területek másodlagos vegetációfejlődésével kapcsolatos kutatások során is jól hasznosíthatóak. Ez mind a spontán szekunder szukcessziós folyamatok során, mind az aktív gyeprekonstrukciós beavatkozásokat követően kialakult másodlagos gyepek fajkészletének kialakulása miatt fontos. A természetközeli állapotú gyepek területe az intenzív mezőgazdasági művelés, a nagy kiterjedésű tájrendezések, a beépítések és egyéb élőhelyátalakító tevékenységek következtében az elmúlt száz évben Európa szerte jelentős mértékben csökkent (Manchester et al. 1999). Napjainkban viszont világszerte, így az Európai Unióban is növekszik a mezőgazdasági művelés alól kivont területek aránya. Magyarországon a rendszerváltást követő mintegy két évtizedben a szántóterületek közel 10%-án (600 000 ha) hagytak fel a korábbi műveléssel (Cramer & Hobbs 2007). Ezek a felhagyott területek kiváló lehetőséget nyújtanak az egykor jellemző természetes gyepek rekonstrukciójára. A gyeprekonstrukció során tapasztalható vegetációdinamikát meghatározó mechanizmusok és a beavatkozások sikerességét vizsgáló kutatásoknak tehát egyre nagyobb a jelentősége.

Gyepek kialakulása egykori mezőgazdasági területek helyén támaszkodhat különböző aktív beavatkozásokra (pl. magvetés, szénaráhordás stb.), illetve spontán szukcesszióra (Prach & Pyšek 2001). A spontán szukcesszió restaurációs ökológiai jelentőségét gyakran alulértékelik, annak ellenére, hogy bizonyos esetekben a kisebb

költség- és munkaigényen kívül is számos előnye van az aktív beavatkozásokkal szemben (Prach & Pyšek 2001, Prach et al. 2001, Vida et al. 2008). A spontán regeneráció során diverz, színező elemekben gazdag gyepek keletkezhetnek, ha az adott terület viszonylag kis kiterjedésű (Prach & Pyšek 2001, Lepš et al. 2007) és a természetes vegetáció fajainak propagulumai jelen vannak a lokális magkészletben (Hutchings & Booth 1996, Thompson et al. 1997, Manchester et al. 1999), vagy vannak a közelben olyan élőhelyek, ahonnan bejuthatnak a területre (Halassy 2001, Ruprecht 2005). Ha a művelés nem volt hosszan tartó, akkor a természetes gyepek egyes fajainak csíráképes magjai fennmaradhatnak a mezőgazdaság által hasznosított terület talajában (Jongepierová et al. 2004). Számos vizsgálat kimutatta, hogy a tartós művelés a lokális magkészlet elszegényedését, összetételének megváltozását (például gyommagvak arányának növekedését) okozhatja (Hutchings & Booth 1996, Thompson et al. 1997, Manchester et al. 1999). Emiatt szükség van olyan, természetközeli állapotban megmaradt élőhelyekre, ahonnan a természetes vegetáció fajainak propagulumai bejuthatnak a gypesedő területekre (Simmering et al. 2006). Emellett a bejutó propagulumok csírázásához és a csíranövények megtelepedéséhez megfelelő menedékhelyekre („safe site”) is szükség van (Harper 1977, Coulson et al. 2001). A szükséges propagulum-források és menedékhelyek hiányában a spontán szukcesszió viszonylag lassú (Prach & Pyšek 2001, Török et al. 2009) és erősen sztochasztikus lehet, így a folyamat végkimenetele nehezen megjósolható (Manchester et al. 1999, Halassy 2001). Egyes esetekben a spontán vegetációfejlődés korai stádiumban megrekedhet, és sokáig fennmarad egy gyomok által dominált állapot (Collins et al. 2001, Prach & Pyšek 2001).

A spontán szukcesszió szempontjából fontos a korai kolonizáló közösség fajösszetétele és dominanciaviszonyai (Li et al. 2007). Rövidéletű kultúrák felhagyása után jellemző, hogy a pionír gyomfajok kezdetben nagy borítással vannak jelen (Csecserits & Rédei 2001, Blumenthal et al. 2005, Feng et al. 2007). A legnagyobb fajgazdagság a pionír stádium és az évelők dominanciájával jellemezhető állapot közötti átmeneti fázisban figyelhető meg (Feng et al. 2007, Prach et al. 2007). Az évelő dominancia kialakulásával párhuzamosan a fajgazdagság a gyomok visszaszorulása miatt gyakran csökken (Prach et al. 2007). Évelő kultúrák esetén természetesen már a kezdeti időszakban magas az évelő fajok mennyisége, ami eltérő vegetációfejlődési mintázatot eredményezhet. Ennek ellenére kevés az olyan publikáció, amely évelő kultúrák szekunder szukcesszióját vizsgálja (Lengyel 2006, Prach et al. 2007). A lucerna az egyik legjelentősebb, világszerte hatalmas területeken termesztett évelő szántóföldi növény, ezért fontosak az extenzív lucernások szukcesszióját vizsgáló kutatások (Horrocks & Valentine 1999, Li et al. 2007). Magyarországon is évente 130 000 ha lucernást vetnek, és ezek közül egyre több lucernaföldön jellemző az extenzív művelés.

Vizsgálataink során eltérő korú, spontán gypesedő, extenzíven kezelt

lucernások szukcesszióját értékeltük tér-idő helyettesítéses módszer alkalmazásával. Kutatásunkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (1) A telepítést követően, extenzív művelés esetén milyen gyorsan tűnik el a lucerna a vegetációból? (2) A szukcesszió során hogyan változnak a lucernások fitomassza viszonyai és diverzitása? (3) Milyen gyors a löszgyepek spontán regenerációja lucernások helyén?

Bizonyos esetekben a gyepterületek létrehozása támaszkodhat csupán spontán szukcessziós folyamatokra (Prach & Pyšek 2001, Prach et al. 2001). Gyakran azonban a megfelelő táji környezet hiánya, vagy a felhagyott szántók nagy területe miatt érdemes aktív gyeprekonstrukciós beavatkozásokkal segíteni a vegetációfejlődés folyamatát (Luken 1990, Pakeman et al. 2002). Az aktív beavatkozásokat igénylő, nagy területen alkalmazható gyeprekonstrukciós módszerek közül az alacsony diverzitású magkeverékek vetése jelenleg a legelterjedtebb (Török et al. 2011a). Az alacsony diverzitású magkeverékek általában a céltársulás domináns fajainak (2-8 faj) magjait tartalmazzák (Török et al. 2011a). Az alacsony diverzitású magkeverékkel történő gypesítés során tapasztalt fitomasszadinamika lényegesen eltér a lucernások spontán szukcessziója során tapasztalt folyamatoktól. Ezért ezek összehasonlítása és restaurációs ökológiai szempontú értékelése elengedhetetlenül fontos.

A sikeres gyeprekonstrukció szempontjából fontos az első években domináns, nagyrészt rövidéletű gyomok visszaszorítása (Reid et al. 2009, Török et al. 2010). Ehhez szükséges ismernünk a kialakuló gyepek fitomasszaviszonyait és fitomassza dinamikáját, ezért a fitomassza produkció vizsgálata rekonstruált gyepekben egyre fontosabb terület a restaurációs ökológiai kutatásokban (Bischoff et al. 2005, Guo 2007). Az egykori szántóföldi művelés alatt álló területek talajának magasabb tápanyagtartalma miatt jellemző a magasabb produkció a természetes gyepekhez képest (Huston 1999). Emiatt a természetes gyepekkel összehasonlítva magasabb élő fitomassza produkció, ennek eredményeképpen fokozottabb avarfelhalmozódás jellemző (Huston 1999, Carson & Barrett 1988, Odum 1960). A magas élő fitomassza és avar mennyiség gátolja a propagulumok talajfelszínre jutását, a magok csírázását és a csíranövények növekedését (Foster & Gross 1998). Ezek a negatív hatások sokkal jobban érvényesülnek a kisebb magvú fajok esetében (Miglécz et al. 2013). A legtöbb, jó kompetíciós képességű pázsitfű viszonylag nagy maggal rendelkezik, így elegendő tápanyag áll rendelkezésére, hogy az avarréteg alól kibújva, csíranövényeik még vastag avartakarás mellett is megfelelően növekedhessenek (Xiong & Nilsson 1999, Török et al. 2010). Ezeknek a fajoknak a csírázását – ahol nem a magban található tápanyag mennyisége a limitáló tényező – a sűrű vegetáció és az avarréteg által teremtett, nedvesebb, kiegyenlítettebb mikroklima gyakran pozitívan befolyásolja (Xiong & Nilsson 1999). A magas vetett fűmennyiség és a nagy mennyiségű avar jelenléte a gyomok visszaszorítása

szempontjából kedvező, ugyanakkor akadályozhatja a természetes gyepekre jellemző fajok megtelepedését (Carson & Peterson 1990, Török et al. 2010).

A természetes gyepekhez hasonló gyepek kialakításához természetesen nem elégséges a csupán magkeverék vetésével történő rekonstrukció, megfelelő utókezelés is szükséges (Manchester et al. 1999, Billeter et al. 2007). Mind természetes gyepek, mind rekonstruált gyepek esetén a kaszálás az egyik legelterjedtebb területkezelés (Antonsen & Olsson 2005, Questad et al. 2011, Valkó et al. 2012). A legtöbb gyeprekonstrukciós programokat támogató pályázati konstrukció viszonylag rövid időszakon keresztül nyújt támogatást és gyors, látványos eredményeket vár el a kivitelezőktől (Lengyel et al. 2008). Ez megnehezíti a hosszú távú területkezelés és monitoring kivitelezését (Lengyel et al. 2008). A gyepesített területeken a hosszútávú mezőgazdasági művelés miatt megemelkedett tápanyagtartalom, illetve a gyommagvak mennyisége a talajban (Huston 1999, Manchester et al. 1999). Ez a magvetést követően nagy mennyiségű fitomassza felhalmozódást eredményezhet, amely – ha hosszú távon fennáll – megakadályozza a természetes gyepekre jellemző kísérőfajok betelepülését (Manchester et al. 1999, Török et al. 2010, Deák et al. 2011). A kaszálás csökkenti a területeken jelenlévő élő fitomassza és avar mennyiségét, ezáltal hozzájárul olyan szabad foltok kialakulásához a gyepekben, amelyek segíthetik számos természetes gyepekre jellemző faj megtelepedését (Billeter et al. 2007, Gerard et al. 2008).

A kaszálás felhagyása negatív hatással lehet a gyepek szerkezetére és fajkészletére, mivel a kaszálás felhagyása után jellemző az avar felhalmozódása és az élő gyomok illetve a fasszáruak térnyerése (Diemer et al. 2001, Hald & Vinther 2000). Több publikáció is vizsgálja az utókezelés hatásait, de csak kevés olyan publikáció született, amelyben a kaszálás és a kaszálás hiányának hatását vizsgálják rekonstruált gyepekben (Antonsen & Olsson 2005, Kiehl & Pfadenhauer 2007, Lawson et al. 2004). Ezek a vizsgálatok is a kaszálásnak illetve a kaszálás hiányának a rövid távú hatását vizsgálták a gyeprekonstrukciót követő első évtől kezdve (Antonsen & Olsson 2005, Kiehl & Pfadenhauer 2007, Lawson et al. 2004). A kaszálással való utókezelés fontosságának hangsúlyozása miatt szükség van olyan vizsgálatokra is, amelyek már jól gyepesedett rekonstruált gyepekben vizsgálják a kaszálás felhagyásának hatásait.

Annak ellenére, hogy a magvetéses gyeprekonstrukciót már számos kutatás során vizsgálták, kevés az olyan publikáció, amelyben a gyepesedés során vizsgálták volna a fitomasszadinamikát illetve a kezelés felhagyásának fajgazdagságra gyakorolt hatását. Ezért ebben a vizsgálatban a magvetéses gyeprekonstrukció első éveiben vizsgáljuk a fajgazdagság és a fitomassza viszonyok alakulását, majd a kaszálás felhagyásának hatását. Az alábbi kutatási kérdésekre kerestük a választ: (1) Milyen hatással van a fűvek fitomasszájának és az avar mennyiségének növekedése a kialakuló közösségek szerkezetére és fajgazdagságára? (2) Különbözik-e az egyes

fitomassza frakciók mennyisége a gyepesített területeken, és a természetes gyepekben? (3) Milyen hatással van a kaszálás felhagyása a rekonstruált gyepek szerkezetére és fajkészletére? (4) Elegendő-e a kaszálás fenntartása a kialakult gyepek megőrzéséhez?

Anyag és módszer

Vizsgálati terület

Mintavételi helyeink a Hortobágyi Nemzeti Parkban, a Hortobágy és a Nagykunság kistájak területén helyezkedtek el. A tárgyalt területek átlagos tengerszint feletti magassága 88-92 m. A Nagykunság domborzata változatosabb, mint a tőle keletre elterülő Hortobágyé, gyakoribbak a folyóhátak, övzátonyok, folyómeder maradványok, illetve a kunhalmok. Éghajlatuk mérsékelt meleg, száraz. Az évi átlagos középhőmérséklet 9,8–9,9°C, az éves csapadék 520–550 mm, gyakoriak a zord telek és a nyári aszályok (Pécsi 1989, Molnár 2004).

A két kistáj az utolsó eljegesedés idejéig az Ős-Tisza észak-északnyugatról érkező mellékfolyóinak, főképp az Ős-Sajónak és Ős-Hernádnak az árterülete volt. A Tisza medre az utolsó eljegesedés (Würm-glaciális) során, a Jászsági-medence besüllyedésének folytán keletebbre helyeződött (Sümei & Szilágyi 2010). A korábbi vételezéssel ellentétben ez viszonylag gyorsan játszódott le és nem beszélhetünk a meder folyamatos, oldalirányú vándorlásáról, mely során erodálta a Hortobágyot. A Tisza meder áthelyeződése lefejezte a Hortobágy és a Nagykunság területére vizet szállító folyókat, így a Hortobágy területe aktív folyó-és élővíz nélkül maradt. A lefejezett folyók szárazon maradt ágainak a tiszai árvizek Hortobágy és a Nagykunság területére való kivezetésében van szerepe, tehát a hortobágyi medrek másodlagos vízelvezető rendszerekké váltak, így már 15-20 ezer évvel ezelőtt kialakult a folyószabályozás előttig jellemző hidrogeológiai helyzet (Sümei 2004). Mindezen tényezők hatására a Tisza áradásai során gyors talajvízszint-emelkedés következett be, majd az elárasztott, jelentős karbonát- és szilikáttartalmú ártéri kőzeteken és üledékeken nagy kiterjedésű, fokozatosan beszáradó, pangó vizes térszintek és csökkenő talajvízszint alakult ki (Sümei & Szilágyi 2010). Ezen hatások összessége fontos a szikesedés szempontjából, és bizonyítja a hortobágyi szikesek elsődleges, természetes jellegét.

Természetes gyepek

A mélyebben fekvő területeken nagy kiterjedésű mozaikosan szikes és nem szikes mocsarak helyezkednek el, melyeket számos társulás alkot (Bolboschoeno-Phragmitetum, Schoenoplectetum tabernaemontani, Typhaetum latifoliae, Typhaetum angustifoliae, Bolboschoenetum maritimi, Glycerietum maximae, Galio palustris-Caricetum ripariae). A mocsarak környékén a magasabb térszintek felé haladva a szikes rétzóna húzódik (Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis, Agrostio stoloniferae-Glycerietum pedicellatae, Agrostio stoloniferae-Beckmannietum eruciformis, Eleochari-Alopecuretum geniculati), majd nagy kiterjedésű szikes pusztai gyepeket találhatunk (Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae, Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae). Az övzátonyok tetőrészein löszvegetáció (Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae, Cynodonti-Poëtum angustifoliae) maradványai maradtak fenn (Varga 1984).

A Hortobágy és Nagyunság vegetációját tehát nagy kiterjedésű, változatos szikesek és a magasabb térszinteken elhelyezkedő, kis területű löszgyepek jellemzik. Természetes gyepek fitomassza viszonyai és fajgazdagságuk közötti összefüggés vizsgálatára ezért nyolc eltérő, a tájra jellemző növényközösséget vizsgáltunk. Ezek produktivitásuk szerint növekvő sorrendben a következők voltak: 1. – Szikfok növényzet (Puccinellietum limosae), 2. – cickórós szikes puszta (Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae), 3. – ürmös szikes puszta (Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae), 4. – sziki sásrét (Agrostio-Caricetum distantis s.l.), különböző pázsitfűfajok dominanciájával jellemezhető löszpusztarétek (Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae; 5. – *Festuca rupicola* dominálta löszpusztarétek, 6. – *Bromus inermis*-es löszmezsgye, 7. – *Stipa capillata* dominálta löszgyep), valamint 8. – ecsetpázsitos sziki rét (Agrostio-Alopecuretum pratensis). Az első három közösségre mind szárazság-stressz, mind sóstressz jellemző. A sziki sásrétekre csak só-stressz, a löszgyepekre pedig csupán a szárazság-stressz, az ecsetpázsitos rétre pedig egyik stressz-faktor sem jellemző. A vizsgált területeket évi egyszeri kaszálással, illetve legeléssel kezelik, a legeltetett területeken enyhe legelési nyomás volt jellemző. A közösségek további jellemzését lásd az 1. táblázatban.

1. táblázat. A vizsgált természetes gyepektípusok jellemzése.

Közösség neve	Vízállapot	Sótartalom	Jellemző fajok
Szikfok növényzet	száraz	magas	<i>Puccinellia limosa</i> , <i>Hordeum hystrix</i> , <i>Spergularia rubra</i> , <i>Lepidium ruderales</i>
Cickóros szikes puszta	száraz	magas	<i>Festuca pseudovina</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Achillea setacea</i> , <i>Podospermum canum</i>
Ürmös szikes puszta	száraz	magas	<i>Festuca pseudovina</i> , <i>Carex stenophylla</i> , <i>Artemisia santonicum</i> , <i>Lotus corniculatus</i>
Sziki sásrét	mezofil	magas	<i>Juncus compressus</i> , <i>Hordeum hystrix</i> , <i>Bupleurum tenuissimum</i> , <i>Lotus corniculatus</i>
<i>Festuca rupicola</i> -s lőszpusztaréti	száraz	alacsony	<i>Festuca rupicola</i> , <i>Salvia nemorosa</i> , <i>Filipendula vulgaris</i> , <i>Fragaria viridis</i>
<i>Bromus inermis</i> -es lőszmezsgye	száraz	alacsony	<i>Bromus inermis</i> , <i>Poa angustifolia</i> , <i>Festuca rupicola</i> , <i>Salvia nemorosa</i>
<i>Stipa capillata</i> -s lőszgyep	száraz	alacsony	<i>Festuca rupicola</i> , <i>Stipa capillata</i> , <i>Thymus glabrescens</i> , <i>Galium verum</i>
Ecsetpázsitos sziki rét	mezofil	alacsony	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Agropyron repens</i> , <i>Juncus compressus</i> , <i>Eleocharis palustris</i>

Extenzív lucernások

A Hortobágyon és a Nagykunságban a takarmánylucernát (*Medicago sativa*) általában magasabban fekvő területekre vetik, ahol jó minőségű, nem vagy csak mélyben szikes talajok találhatóak. A térségben a lucernaföldeket leggyakrabban évi kétszeri kaszálással hasznosítják. A lucernásokat általában 3-4 év elteltével beszántják, majd helyükre más kultúrát telepítenek (Kemenes & Manninger 1966, Kiss & Horváth 1972). Az általunk vizsgált idősebb állományokban ez a beszántás és újraterelítés elmaradt. Extenzív művelésűnek akkor tekintettük a lucernákat, ha területükön öntözés, műtrágyabevitel és peszticid-használat nem történt, illetve évi kétszer kaszálással kezelték őket.

A vizsgált extenzív művelésű lucernások a Hortobágy Nemzeti Park területén, Kócsújfalu, Karcag, Tiszacsege és Nádudvar térségében, mintegy 50 km-es sugarú körön belül helyezkednek el. A Hortobágyi Nemzeti Park mintegy 9600 ha kiterjedésű saját vagyongazdálkodású szántóterülete található a térségben, amelynek 20-25%-a lucernás. Magántulajdonban is hozzávetőlegesen ugyanennyi lucernás található. Az elmúlt tíz évben a magánkézben lévő és a nemzeti parki

tulajdonú lucernások esetében is jellemző volt, hogy a kiöregedő kultúrákat nem számolták fel, hanem a területek kaszálással történő hasznosítását továbbra is fenntartották. Ennek köszönhetően évente mintegy 10-50 ha lucernás gyepterületté történő földhivatali átminősítése történik meg. Azonban ennek többszöröse azoknak a területeknek, amelyek a tulajdoni lap szerint szántó művelési ágban vannak, annak ellenére, hogy már jelentősen előrehaladt rajtuk a gyepesedés.

Egyek- Pusztakócsi gyeprekonstrukció

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a Nagykunság keleti peremén, Tiszafüred és Egyek községek közigazgatási határában elhelyezkedő, mintegy 4000 ha-os terület. 1973 óta a Hortobágyi Nemzeti Park részét képezi, Natura 2000 és Ramsari terület, Fontos Madárelőhely (IBA) valamint a Világörökség része.

A katonai felmérések tanúsága szerint az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a 19. századig övzátonyokkal, folyóhátakkal tagolt, mozaikos tájszerkezettel rendelkező ártér volt. Az intenzív mezőgazdasági művelés alá vont területek a magasabb térszinteken, folyóhátakon, és övzátonyokon helyezkedtek el, viszonylag kis kiterjedésűek voltak. Ebben az időszakban a terület vízutánpótlását a Tisza irányából érkező áradások biztosították. A folyószabályozások után azonban a mocsárrendszer közvetlen vízutánpótlása megszűnt, csak kivételes esetben érték el a területet az áradások. Az ármentesítés és a több hullámban végzett lecsapolások után a szántóföldi gazdálkodást nagyobb területen folytatták, a szántóföldi művelésre alkalmassá vált területeken található gyepek túlnyomó részét beszántották. A beszántások elsősorban az övzátónysorokon tetőhelyzetben található löszgyepeket (*Salvia nemorosa*-*Festuca rupicola*), valamint a zátónysorok közötti magasabb térszinteken található cickóros szikes gyepeket (*Achillea setacea*-*Festuca pseudovina*) érintették (Varga 1984).

A térség rehabilitációja nem sokkal a védetté nyilvánítást követően 1976-ban elkezdődött, melynek elsődleges célja az optimális vízutánpótlás visszaállítása mellett a mocsarak degradálódásának megállítása és az eutrofizálódás lassítása volt. A helyreállítani kívánt mocsarakat (Fekete-rét, Kis Jusztus, Csattag, Meggyes-mocsár, Hagymás-mocsár) nagy kiterjedésű mezőgazdasági területek választották el egymástól, meggátolva ezzel az átjárhatóságot az élőhelyek között. További problémát jelentett, hogy ezek a meliorált területek a mocsarak vízgyűjtő területein helyezkedtek el, jelentősen csökkentve a vizes élőhelyek természetes vízutánpótlását. A magasabb produkció érdekében alkalmazott vegyszerek (műtrágya és növényvédő szerek) a mocsarakba mosódva gyorsították azok eutrofizációját. A hosszútávú tájrehabilitációs program sikere érdekében elengedhetetlen volt tehát az ezeken a mezőgazdasági művelés alatt álló területeken korábban jellemző gyepterületek helyreállítása. Az alacsony diverzitású magkeverék

vetésével történő gyeprekonstrukció mintegy 760 ha-on zajlott, amely így az egyik legnagyobb kiterjedésű gyeprekonstrukció Európában. A gyepesítés során kétféle, egy szik- és egy löszgyepi vázfajokat tartalmazó magkeveréket vetettek, 25 kg/ha mennyiségben. A visszaállítani kívánt gyeptípusok természetközeli állapotú állományainak elhelyezkedését alapul véve szik magkeveréket a 90 m tengerszint fölötti magasság alatt, míg lösz magkeveréket 90 m tengerszint fölötti magasság felett fekvő térszintekre vetettek. A szik magkeveréket *Festuca pseudovina* és *Poa angustifolia* magjai alkották, míg a lösz magkeverékben *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Bromus inermis* magjai voltak (2. táblázat). A területeket a vetést követő évtől kezdve évi egyszeri kaszálással kezelik.

2. táblázat. A gyepesítés során használt magkeverékek fajösszetétele és az egyes fajok magjainak tömegszázalékos aránya.

Vetett fajok	Szik magkeverék	Lösz magkeverék
<i>Festuca pseudovina</i>	67%	
<i>Festuca rupicola</i>		40%
<i>Poa angustifolia</i>	33%	30%
<i>Bromus inermis</i>		30%

Mintavétel

Természetes gyeppek

Mind a nyolc különböző növényközösség esetében 3 állományt vizsgáltunk. Minden állományban véletlenszerűen kijelöltünk egy 5×5 m-es blokkot, amin belül 10 db, random elhelyezett, 20×20 cm-es négyzetben begyűjtöttük a teljes földfelszín feletti fitomasszát (avar + élő fitomassza). A mintákat 2009 júniusában, az éves fitomassza-termelés maximumánál gyűjtöttük. Fitomassza mintáinkat tömegállandóságig szárítottuk, majd a szárított mintákat avar (holt) és élő frakciókra válogattuk, az élő frakciót fajonként szétválogattuk. A minták száraz tömegét 0,01 g-os pontossággal mértük. A fitomassza mintákat a további vizsgálatokban is hasonlóan kezeltük.

Extenzív lucernások

Összesen 12 spontán gyepesedő lucernás állományt vizsgáltunk. Kutatásaink során, 1, 3, 5 és 10 éve telepített, extenzíven kezelt lucernások szekunder szukcesszióját tanulmányoztuk, mindegyik korcsoportban három

állományt vizsgáltunk. Minden lucernásban 3 random módon elhelyezett blokkban, blokkonként négy 1×1 m-es kvadrátban rögzítettük a fajonkénti borítás százalékos értékeit 2009 júniusában, az első kaszálás előtt. Minden lucernásban a kvadrátok közelében egyenletesen elhelyezve, blokkonként 10 darab 20×20 cm-es négyzetben gyűjtöttük be a teljes földfelszín feletti fitomasszát (élő növényi anyag és avar). Mivel a lucernásokat nagyrészt egykori löszgyepek helyére telepítették, referenciaként három löszgyeptípus (löszlegelő – *Cynodonti-Poëtum angustifoliae*, *Bromus inermis* dominanciájú löszmezsgye – *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*, löszpusztaré – *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*) állományait mértük fel. A referenciagyeppek minden állományában ugyanazt a mintavételt és elrendezést alkalmaztuk, mint az extenzív művelésű lucernásokban.

Alacsony diverzitású magkeverékkel gyepesített területek

Az egyek-pusztakócsi gyeprekonstrukció során gyepesített területeken vizsgáltuk az egykori lucernások helyén létrejött gyeppek fitomasszáját, 4 szik, illetve 6 lösz magkeverékkel gyepesített területen. Minden vizsgált gyepben random módon kijelöltünk egy 5×5 m-es blokkot, amelyek mindegyikében 10 db, 20×20 cm-es földfelszín feletti fitomassza mintát vettünk, szintén random módon. A mintavétel 2006, 2007, illetve 2008 júniusában, a kaszálást megelőzően történt. Referencia közösségeink a következők voltak: cickórós szikes gyep (*Achilleo setaceae – Festucetum pseudovinae*) és löszmezsgye (*Salvio nemorosae– Festucetum rupicolae*, *Bromus inermis* dominanciával).

Kaszált és nem kaszált gyepesített szántók

A mintavétel során 13 vizsgált gyepesített szántón 1-1 pár, 5×5-m-es blokkot jelöltünk ki. A blokkok mindegyike a vetést követő három évben (2006, 2007, 2008) kaszálva volt, a negyedik (2009) évben minden párból az egyikben felhagytunk a kaszálással, míg a másikat továbbra is évi egyszeri, június közepén végzett kaszálással kezeltük. A vegetáció változásait a kaszálás felhagyása után két évig (2010, 2011) vizsgáltuk. Minden blokkban 4 db, 1×1 m-es, geometrikusan elhelyezett kvadrátban felírtuk az ott előforduló fajokat, a vegetációmagasságot, illetve százalékos borításbecslést végeztünk, minden évben, május végén. Ugyanekkor blokkonként 10db, 20×20 cm-es fitomassza mintát is vettünk. Természetközeli állapotú szikes (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) és löszgyepek (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*, *Bromus inermis* dominanciával) 3-3 állományát is felmértük a fent leírtak szerint, referenciaként.

Adatfeldolgozás

Természetes gyepek

A fitomasszában előforduló fajokat egy 19 kategóriát tartalmazó C-S-R kategóriarendszerbe soroltuk be Hodgson (1999) alapján. A besorolás 7 jól mérhető növényi tulajdonságon alapult: magasság, száraz römeg, virágzás hossza, virágzás kezdete, klonális terjedőképesség, levél száraz tömege, fajlagos levélfelület (Hodgson 1999). A besoroláshoz Hodgson (1999) cikkének függelékében található táblázatot használtuk, amely 1012 faj besorolását tartalmazza (http://people.exeter.ac.uk/rh203/allocating_csr.html). Azoknál a fajoknál, amelyek nem szerepelnek ebben a függelékben, a besoroláshoz saját méréseket használtunk, majd a szabadon hozzáférhető, Hodgson (1999) alapján készített Excell Macro segítségével végeztük a besorolást (http://people.exeter.ac.uk/rh203/allocating_csr.html).

A besorolás eredményeképpen minden egyes fajra megkaptuk, hogy ökológiai viselkedését mennyire jellemzik az egyes C-S-R kategóriák (C – kompetíciós képesség, S – stressz-tűrés, R – ruderalis viselkedés). A számítások eredménye minden faj esetében három koordináta lett, az első a kompetíciós képességre, a második a stressztűrő képességre, a harmadik a ruderalitásra utal. Minden koordináta a -2; -1; 0; +1; +2 értéket veheti fel, és annál meghatározóbb a faj adott kategóriára (C, S vagy R) jellemző ökológiai viselkedése, minél magasabb az adott kategória koordinátája. A besorolások eredményét a Függelék F1. táblázatában adtuk meg minden fajra, amely az általunk vizsgált gyepekben előfordult. Minden vizsgált állományban a fajok fitomassza tömegeivel súlyozott átlagot számoltunk mind a három (C, S és R) kategória koordinátáira.

A különböző fitomassza adatok, C-S-R koordináták és fajszám adatok közötti összefüggések feltárására Spearman-féle rangkorrelációt használtunk (Zar 1999). A teljes fitomassza és a fajszám közötti összefüggés vizsgálatára Gauss-illesztést alkalmaztunk (lásd Rietkerk et al. 2000).

Extenzív lucernások

A fitomasszában detektált fajokat 4 kategóriába soroltuk, ezek a következők voltak: évelő fűvek, évelő kétszikűek, rövid életű (egyéves illetve kétéves) fűvek, rövid életű kétszikűek. Egy további kategorizálást is végeztünk mely során a fajokat gyom, illetve nem-gyom kategóriákba soroltuk Grime (1979) és Borhidi (1995) alapján.

A különböző korú extenzív lucernások borítás, fajszám és fitomassza adatait General Linear Mixed- Effect Modell (GLMM) segítségével hasonlítottuk össze, post hoc tesztként Tukey-tesztet alkalmaztunk (Zuur et al. 2009). A lucernások korának és a különböző fitomassza frakcióknak a hatását fajonkénti borítás adatokon alapuló DCA ordináció segítségével elemeztük. A különböző korú lucernások és a referencia gyepek karakterfajainak meghatározásához IndVal elemzést végeztünk (Dufrêne & Legendre 1997), mely során 10 000 random permutációt végeztünk. Az IndVal elemzés elvégzéséhez a Bakker (2008) elektronikus függelékében szereplő R kódot használtuk. Minden extenzív lucernás és referencia gyepek esetében kiszámoltuk a Shannon diverzitást és a Sørensen disszimilitást. Az különböző korú extenzív lucernások és a természetközeli állapotú referenciagyepes vegetációjának összehasonlításához Bray-Curtis hasonlóságon alapuló NMDS ordinációt használtunk (Legendre & Legendre 1998). Az elemzéseket R statisztikai környezetben végeztük, illetve a GLMM elemzéshez CANOCO 4.5 programot használtunk (ter Braak & Šmilauer 2002).

Alacsony diverzitású magkeverékkel gyepesített területek

A fitomassza frakciók időbeli dinamikájának elemzéséhez RM ANOVA-t és Tukey-tesztet használtunk (Zar 1999), a számításokat az egy blokkból származó fitomassza minták átlagain végeztük. A különböző magkeverékkel (szik illetve lősz magkeverék) gyepesített területek és a referencia gyepek fitomassza viszonyainak összehasonlításához Linear Mixed-Effects Modell (LME; Zuur et al. 2009) illetve DCA ordinációt használtunk. Az avar illetve a fűvek fitomasszájának fajszámra illetve a gyomok fitomasszájára gyakorolt hatásának értékelésére Spearman rangkorrelációt használtunk (Zar 1999). Az elemzésekhez CANOCO 4.5 programot használtunk (ter Braak & Šmilauer 2002).

Kaszált és nem kaszált gyepesített szántók

A detektált fajokat a gyeprekonstrukciós célok szempontjából kívánatos illetve nem kívánatos fajokra osztottuk. A besoroláshoz Soó Rezső Synopsisát (Soó 1964-1980), illetve Borhidi (1995) művét használtuk és a Festuco-Brometea társulástani osztály fajait tekintettük kívánatos fajoknak. A gyepesítéshez alkalmazott magkeverék, a kezelés, illetve a vizsgált állomány hatását a vegetációra egyváltozós GLM-el elemeztük (Zuur et al. 2009). A fix faktor a magkeverék típusa (szik illetve lősz) és a kezelés (kaszált illetve nem kaszált) volt, a kovariáns az adott állomány, a függő változók pedig a vegetációjellemzők voltak. A GLM kiszámításához SPSS 17.0 programot használtunk. A kaszált és nem kaszált területek vegetációjának összehasonlításához borításadatokon alapuló DCA ordinációt használtunk, melyet CANOCO 4.5 program segítségével készítettünk (ter Braak & Šmilauer 2002).

Eredmények

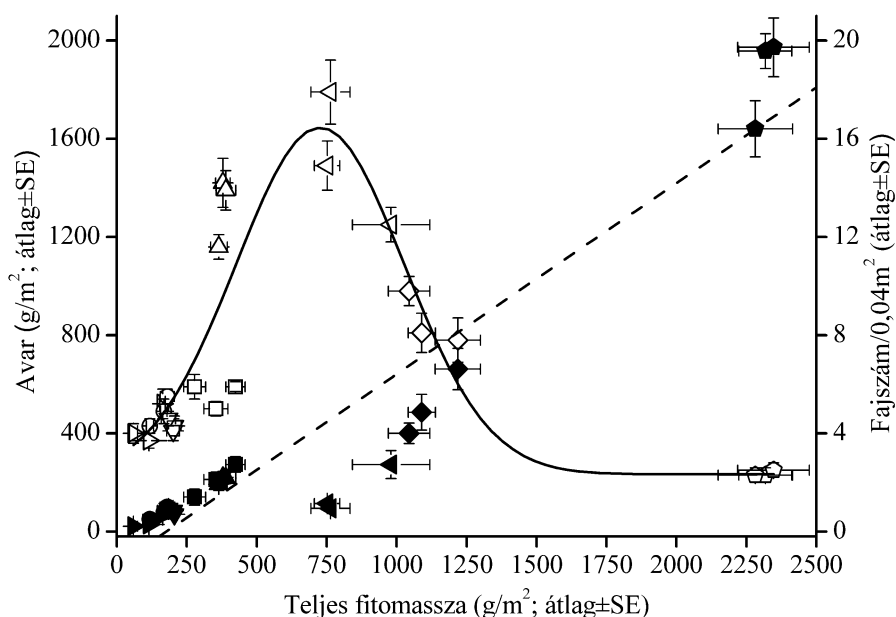
Természetes gyepek

Fitomassza és fajgazdagság

Mintáinkban összesen 114 fajt mutattunk ki, 22 egyszikűt és 92 kétszikűt. A legfajgazdagabbak a löszmezsgyék (átlagosan 15,1 faj/0,04m²), míg a legfajszegényebbek az ecsetpázsitos sziki rétek voltak (átlagosan 2,4 faj/0,04m²). A legnagyobb teljes fitomassza értékeket az ecsetpázsitos sziki réteken (átlag: 2315,7 g/m²), a legkisebbeket a szikfok vegetációban találtuk (átlag: 112,5 g/m²; 3. táblázat). A teljes földfelszín feletti fitomassza és a fajszám kapcsolata unimodális összefüggést mutatott (Gauss-illesztés, $R^2 = 0,79$; 1. ábra). A fajgazdagság 750 g/m² teljes földfelszín feletti fitomassza értéknél volt a legnagyobb. A szikes gyepek a görbe kezdeti szakaszán (alacsony fitomassza, alacsony fajszám), a löszgyepek a görbe középső részén (közepes fitomassza, magas fajszám), az ecsetpázsitos sziki rétek a görbe lezálló ágán (magas fitomassza, alacsony fajszám) helyezkedtek el (1. ábra, 3. táblázat).

3. táblázat. Fitomassza értékek (g/m²; átlag±SE) és fajszámok (0,04m²,átlag±SE) a vizsgált természetes gyeptípusokban.

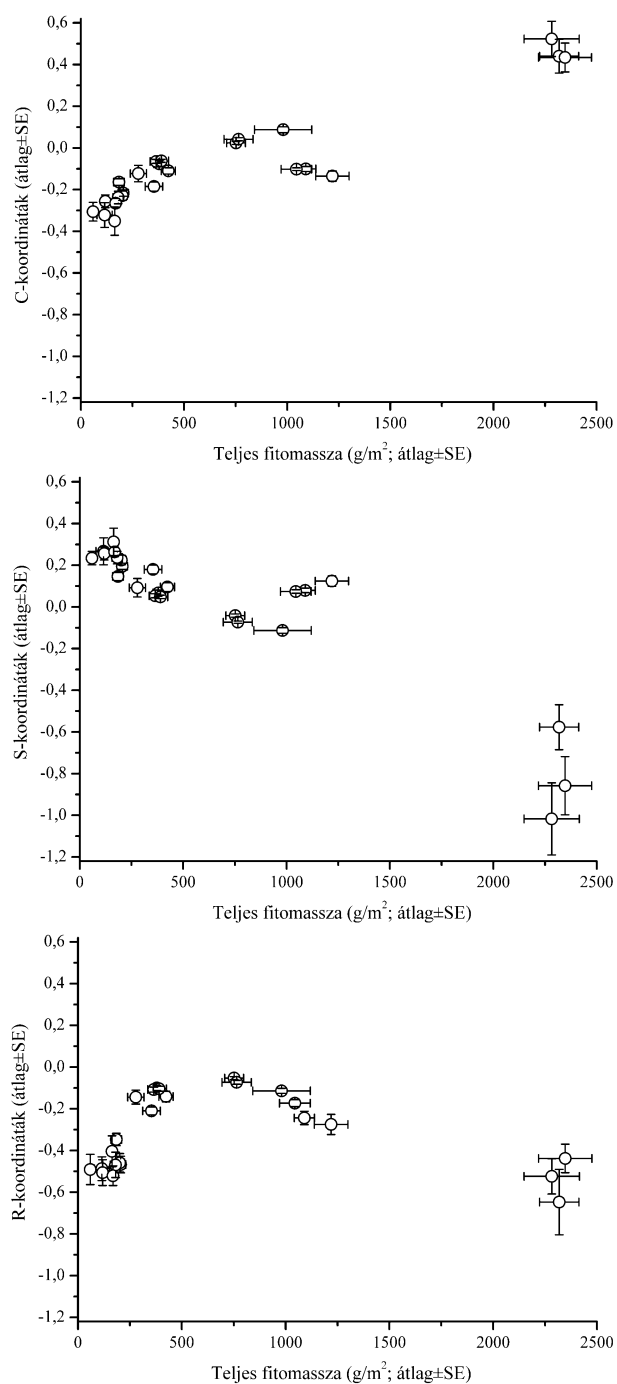
	Teljes fitomassza	Avar	Élő fitomassza	Fajszám
Szikfok növényzet	112,5±30,2	39,7±14,6	72,9±17,7	4,3±0,5
Cickórós szikes puszta	155,9±19,1	76,2±14,4	79,6±6,3	4,9±0,4
Ürmös szikes puszta	197,0±6,4	82,6±6,5	114,4±12,4	4,3±0,1
Sziki sásrét	352,1±42,0	208,6±38,5	143,5±3,7	5,6±0,3
<i>Festuca rupicola</i> -s löszpusztarét	378,2±7,3	210,5±8,6	167,7±4,5	13,2±0,8
<i>Bromus inermis</i> -es löszmezsgye	832,0±74,2	160,8±56,4	671,2±20,4	15,1±1,6
<i>Stipa capillata</i> -s löszgyep	1117,8±52,3	516,0±77,1	601,8±25,2	8,6±0,6
Ecsetpázsitos sziki rét	2315,7±18,8	1856,4±108,1	459,3±91,4	2,4±0,1



1. ábra. A teljes földfelszín feletti fitomassza összefüggése az avar mennyiségével (teli szimbólumok, szaggatott vonal) és a fajszámmal (üres szimbólumok, folytonos vonal). Jelmagyarázat: ▷, ► – Szikfok növényzet; ○, ● – Cickóros szikes puszta; ▽, ▼ – Ürmös szikes puszta; □, ■ – Sziki sásrét; △, ▲ – *Festuca rupicola*-s löszpusztaréti; ◁, ◀ – *Bromus inermis*-es löszmezsgye; ◇, ◆ – *Stipa capillata*-s löszgyep; ◊, ◐ – Ecsetpázsitos sziki rét.

C-S-R stratégiák

A vizsgált gyeptípusokban minél nagyobb volt a teljes fitomassza, a fajok C-koordinátáinak súlyozott átlaga annál nagyobb (Spearman rangkorreláció, $R = 0,88$; $p < 0,001$; 2. ábra), S-koordinátáinak súlyozott átlaga pedig annál kisebb volt (Spearman rangkorreláció, $R = -0,87$; $p < 0,001$). A teljes fitomassza és a fajok R-koordinátáinak súlyozott átlaga között unimodális kapcsolatot mutattunk ki, így a Spearman-féle rangkorreláció nem hozott szignifikáns eredményt (Spearman rangkorreláció, $R = 0,27$; $p = 0,19$; 2. ábra).



2. ábra. Összefüggés a teljes földfelszín feletti fitomassza és a vizsgált természetes gyeppek fajainak C-, S-, illetve R-koordinátáinak súlyozott átlagai között.

Avarhatás

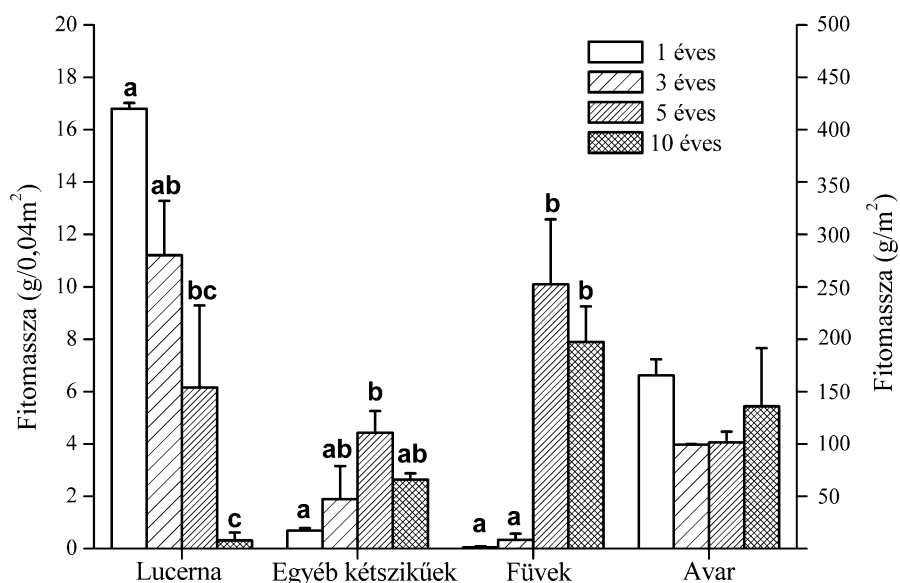
Az teljes földfelszín feletti fitomassza és az avar mennyisége erős pozitív korrelációt mutatott (Spearman rangkorreláció, $R = 0,93$; $p < 0,001$; 1. ábra). Alacsony fitomassza mennyiségek esetében (mintegy 750 g/m^2 teljes fitomassza és 400 g/m^2 avar mennyiségig) az avar mennyiség és a fajszám kapcsolatát erős pozitív korreláció jellemezte (Spearman rangkorreláció, $R = 0,84$; $p < 0,001$; 1. ábra). Magasabb teljes fitomassza és avar mennyiségek esetén viszont negatív korrelációt mutattunk ki az avar mennyisége és a fajszám között (Spearman rangkorreláció, $R = -0,95$; $p < 0,001$; 1. ábra). Az élő fitomassza és fajszám közötti összefüggés a teljes gradiens mentén pozitív volt (Spearman rangkorreláció, $R = 0,47$; $p < 0,05$).

Extenzív lucernások

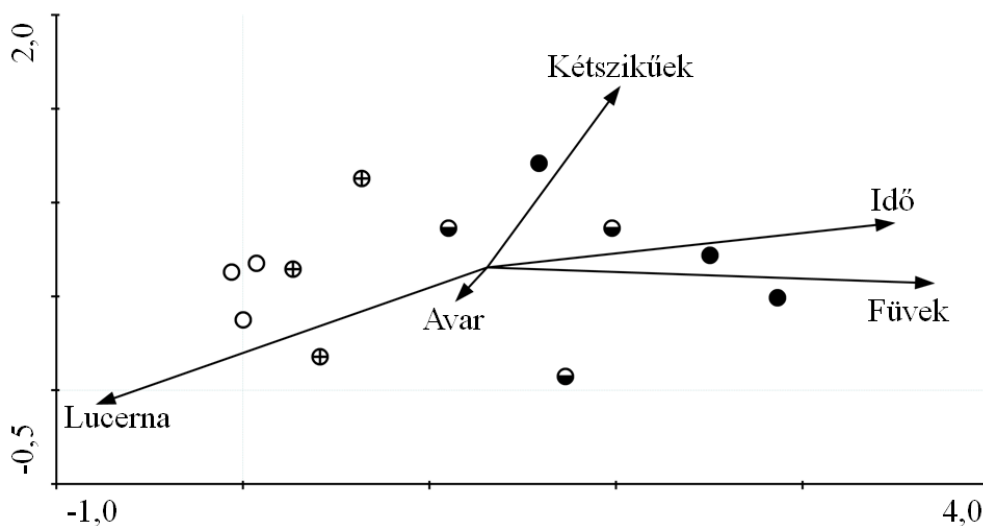
Eltérő korú lucernások vegetációja

Összesen 104 növényfajt mutattunk ki a vizsgált extenzív lucernásokban. Az átlagos fajszám, az évelők fajszáma és a Shannon-diverzitás egyre nagyobb volt, minél idősebb lucernást vizsgáltunk (GLMM, $p < 0,001$; d.f.= 134; $t = 11,04$ illetve $t = 11,17$). Az 1 és 3 éves extenzív lucernások vegetációját magas lucerna (*Medicago sativa*) borítás jellemezte. A gyomok (pl. *Conyza canadensis*, *Lamium amplexicaule*, *Polygonum aviculare*, *Stellaria media*) összborítása minden korcsoportban 5% alatti volt. A lucerna átlagos borítása az 1 éves extenzív lucernásokban 75,2% volt, míg a 10 éves állományokban 2,2% volt. Az évelő fűvek átlagos borítása ugyanakkor a lucernások korának növekedésével párhuzamosan 0,5%-ról 50,2%-ra nőtt (GLMM, $p < 0,001$; d.f.= 134; $t = 14,30$). A különböző korú lucernások teljes növényzeti borítása között nem volt szignifikáns különbség, 77,6% és 86,1% között változott.

Nem mutattunk ki szignifikáns különbséget a különböző korú lucernások átlagos földfelszín feletti fitomassza tömegei között, ezek széles határok között változtak. A borításához hasonlóan a lucerna fitomasszája is csökkenést mutatott az extenzív lucernások korának növekedésével (GLMM, $p < 0,001$; d.f.= 350; $t = 17,17$). Az évelő fűvek fitomasszája ezzel éppen ellentétesen változott, esetükben a fitomassza erőteljes növekedését tapasztaltuk (3. ábra). A lucerna és az évelő fűvek fitomasszája között, illetve az avar mennyisége és a kétszikűek fitomasszája között negatív összefüggést mutattunk ki (4. ábra). A területeken az avar mennyisége kevés volt, és a különböző korú lucernásokban jelen lévő mennyiségek nem különböztek szignifikánsan, ezért az avar mennyiségének csekély hatása volt a vegetációs változásokra (3. és 4. ábra). Az eltérő korú lucernások vegetációja közötti különbséget leginkább a fűvek és a lucerna mennyisége határozta meg (4. ábra).



3. ábra. A különböző korú lucernások átlagos fitomasszája a 20×20 cm-es mintavételi négyzetek alapján (tömeg ± SE). A fitomassza frakciókon belüli szignifikáns eltéréseket az oszlopok fölé írt eltérő betűk jelölik.

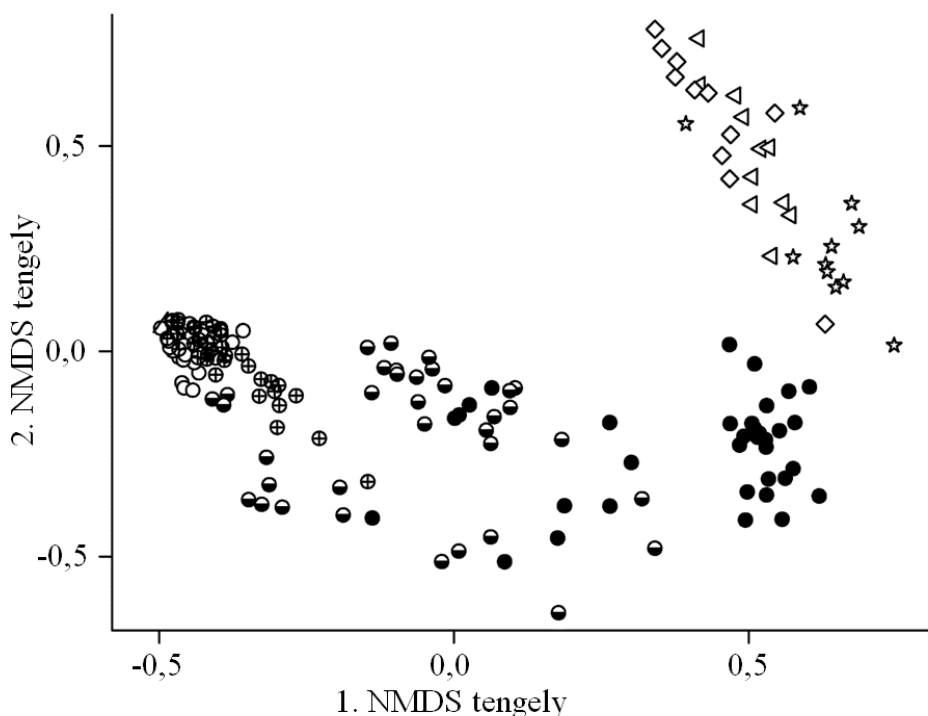


4. ábra. A különböző fitomassza frakciók (nyilakkal jelölt háttérváltozók) és az extenzív lucernások korának hatása a vegetációra. A DCA ordináció pontjai a vegetációt alkotó fajok százalékos borításértékein alapulnak. Jelmagyarázat: ○ – egy éves lucernások; ⊕ – három éves lucernások; ⊖ – öt éves lucernások; ● – tíz éves lucernások.

Lucernások és referencia gyepek

A referencia löszgyepekben domináns pázsitfűvek (*Festuca rupicola* és *Bromus inermis*) viszonylag kis mennyiségben voltak jelen a vizsgált extenzív lucernásokban, és csupán az 5 és 10 éves állományokban jelentek meg. Az extenzív lucernásokban előforduló pázsitfűvek legnagyobb részét a természetközeli gyepekre jellemző, de többféle gyepközösségben is gyakori fajok, mint a *Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia*, *Agropyron intermedium* és *Alopecurus pratensis* alkották. A természetes löszgyepekre jellemző kétszikű fajok (például *Inula britannica*, *Centaurea pannonica*, *Vicia hirsuta*, *Trifolium angulatum*, *Trifolium retusum* és *Melandrium viscosum*) is csak az 5 és 10 éves állományokban fordultak elő.

Az extenzíven kezelt lucernások korával párhuzamosan csökkent a köztük és a referenciagyeppek közt mérhető Sørensen disszimilitás, mely a 1 éves lucernások esetén átlagosan 0,96, a 10 évesek esetén 0,76 volt. Az NMDS ordináción látható, hogy a lucernások korának előrehaladtával vegetációjuk egyre hasonlóbb lett a referenciagyeppekéhez (5. ábra). Az egyéves lucernások felvételei az NMDS ordinációban kompakt pontfelhőt alkotnak, amely az egyes felvételek közötti nagymértékű hasonlóságra utal. Ezekkel a pontokkal átfednek a 3 éves lucernások felvételei. Az 5 éves, de főleg a 10 éves felvételek pontjai nagyobb területen helyezkednek el, mint az 1 illetve 3 éves területek pontfelhői, ami heterogénebb fajösszetételű vegetációra utal (5. ábra).



5. ábra. A borítás adatokon alapuló (Bray-Curtis hasonlóság) NMDS ordináció a különböző korú extenzív lucernások vegetációjának referencia gyepkezekhez való hasonlóságát mutatja. Jelmagyarázat: ○ – egy éves lucernások; ⊕ – három éves lucernások; ◐ – öt éves lucernások; ● – tíz éves lucernások; ◇ – lőszlegelő; ☆ – *Bromus inermis*-es lőszmezsgye; ◁ – *Festuca rupicola*-s lőszpusztarét.

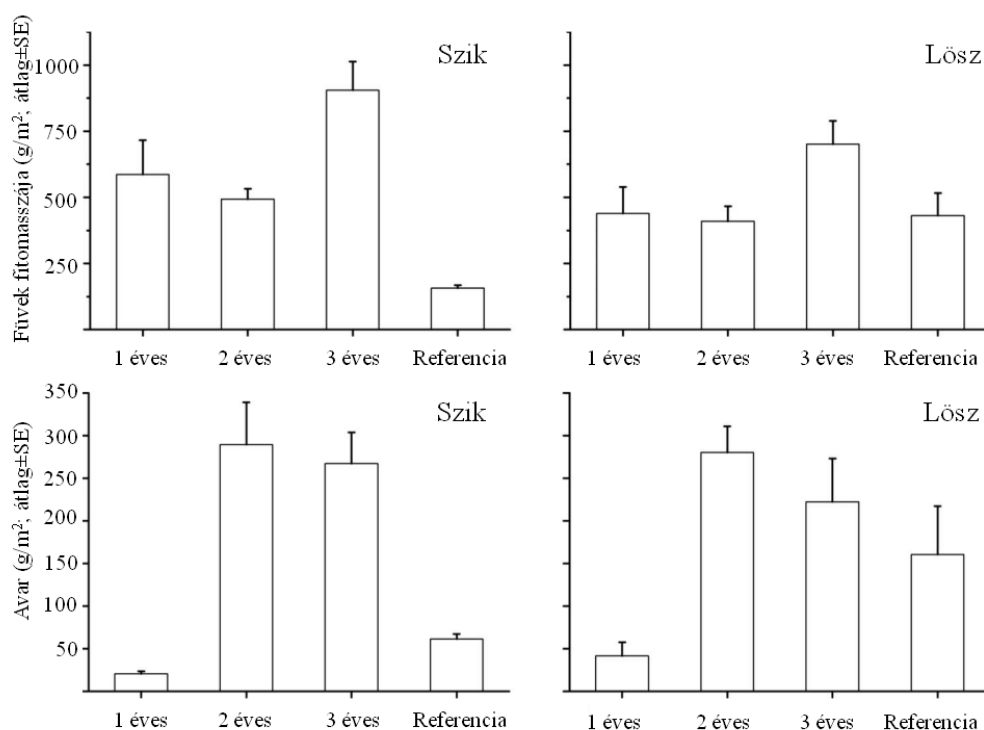
Alacsony diverzitású magkeverékkel gyepesített területek

A fitomassza időbeli változása

A teljes földfelszín feletti fitomassza mennyisége a vetést követő 2. évre szignifikánsan lecsökkent az 1. évhez képest, magkeveréktől függetlenül (1459–1480 g/m²-ről 696–789 g/m²-re, RM ANOVA, szik magkeverék: $p=0,034$; lősz magkeverék: $p<0,001$). A vetést követő 2. és 3. év között a teljes fitomassza szignifikáns növekedését tapasztaltuk, de a 3. évben detektált teljes fitomassza mennyisége nem érte el az 1. évben mért értékeket. A vetett fűvek fitomasszája a három év során folyamatos növekedést mutatott, a harmadik évben majdnem kétszer akkora volt, mint az első évben (RM ANOVA, szik magkeverék: $p=0,012$; lősz magkeverék: $p=0,01$). Ehhez a hasonlóan az teljes pázsitfű fitomassza is a 3. évben

volt a legmagasabb mindkét magkeverék esetén (RM ANOVA, szik magkeverék: $p < 0,001$; lösz magkeverék: $p = 0,002$; 6. ábra). Az avar mennyisége egy nagyságrenddel magasabb volt a vetést követő 2. évben az 1. évhez viszonyítva (RM ANOVA, szik magkeverék: $p = 0,019$; lösz magkeverék: $p = 0,03$; 6. ábra). Az avar mennyisége egyik területen sem változott szignifikánsan a 2. és 3. év között. A vetést követő első évben a kétszikű fitomassza legnagyobb részét rövid életű gyomok tették ki, arányuk a szik magkeveréssel gyepesített területeken 99%, a lösz magkeverékkel gyepesített területeken 95% volt. A kétszikű fitomassza mennyisége a második évre, magkeveréktől függetlenül két nagyságrenddel csökkent (RM ANOVA, szik magkeverék: $p = 0,014$; lösz magkeverék: $p < 0,001$). A kétszikű fitomassza mennyisége a második és a harmadik évben minden területen igen alacsony, kisebb, mint 18 g/m^2 volt.

A kétszikűek fajszauma is magkeveréktől függetlenül szignifikánsan lecsökkent a vetést követő második évre (RM ANOVA, szik magkeverék: $p < 0,001$; lösz magkeverék: $p < 0,001$), és a harmadik évben is alacsony maradt. A pázsitfűvek fitomasszája illetve az avar negatívan korrelált a kétszikűek fitomasszájával és fajszaumával (4. táblázat).



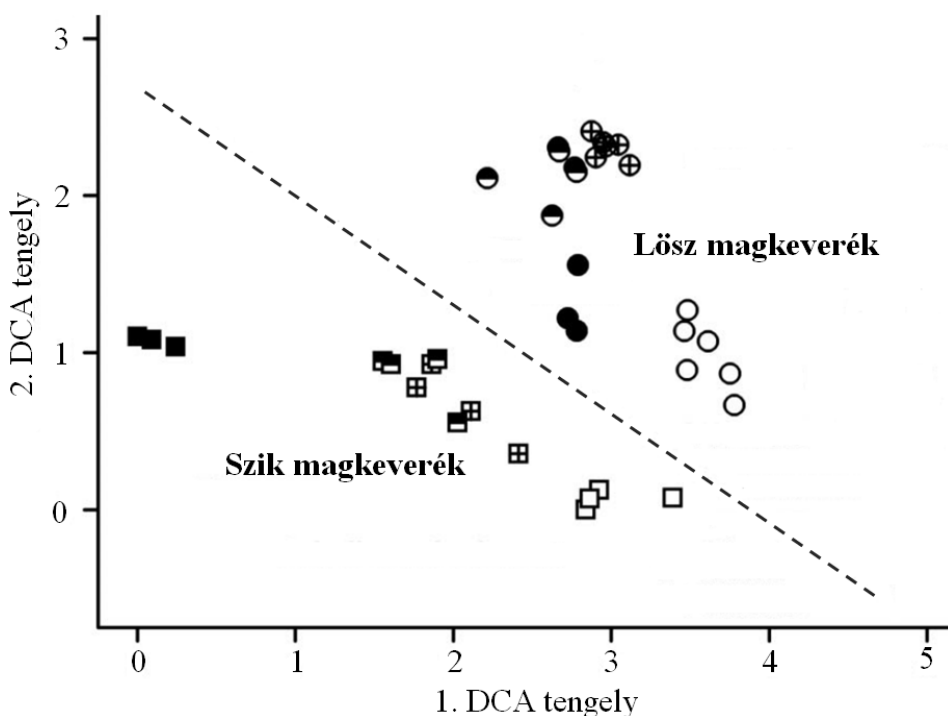
6. ábra. A fűvek fitomasszája és avar a szik illetve a lösz magkeverékkel gyepesített szántókon és a referencia szikes illetve löszgyepekben.

4. táblázat. Az avar és a vetett fűvek fitomasszájának hatása a kétszikűek fitomasszájára és fajszámára a szik, illetve lösz magkeverékkel gyepesített szántókon. A táblázatban a Spearman-féle rangkorreláció *R* értékei vannak feltüntetve. A korreláció minden esetben szignifikáns volt ($***p<0,001$).

	Szik magkeverék	Lösz magkeverék	Szik magkeverék	Lösz magkeverék
	Avar		Vetett fűvek	
Kétszikű	***-0,692	***-0,656	***-0,485	***-0,389
Kétszikű fajszám	***-0,729	***-0,601	***-0,473	***-0,397

A gyepesített szántók és a természetes gyepek fitomasszája

A vetést követő harmadik évben a szik magkeverékkel gyepesített szántókon a fűvek fitomasszája szignifikánsan magasabb volt, mint a természetes szikes gyepekben (LMEM, $t = 10,32$; $p < 0,001$; 6. ábra). A fűvek fitomasszája a szik magkeverékkel gyepesített szántókon 616 g/m^2 és 1112 g/m^2 között volt, míg a természetközeli szikes gyepekben csupán $140\text{--}178 \text{ g/m}^2$ között. Ugyan ilyen irányú, szignifikáns különbséget detektáltunk a lösz magkeverékkel gyepesített gyepek és referencia löszgyepek között is (LMEM, $t = 3,58$; $p < 0,001$; 6. ábra). A fűvek fitomasszája a lösz magkeverékkel gyepesített területeken 468 g/m^2 és 987 g/m^2 között volt, a természetközeli löszgyepekben alacsonyabb, $262\text{--}520 \text{ g/m}^2$ közötti értékeket mutatott. A szik magkeverékkel gyepesített szántókon az avar mennyisége is szignifikánsan magasabb volt, mint a referencia szikes gyepekben (LMEM, $t = 7,29$; $p < 0,001$; 6. ábra). A szik magkeverékkel gyepesített szántókon $175\text{--}353 \text{ g/m}^2$, a természetközeli szikes gyepekben $51\text{--}72 \text{ g/m}^2$ között voltak ezek az értékek. A lösz magkeverékkel gyepesített szántókon is szignifikánsan magasabb avarmennyiségeket detektáltunk, mint a referencia löszgyepekben (LMEM, $t = 3,16$; $p < 0,002$; 6. ábra). A lösz magkeverékkel gyepesített szántókon az avar mennyiség $130\text{--}466 \text{ g/m}^2$ között volt, míg a természetközeli löszgyepekben $95\text{--}273 \text{ g/m}^2$ között. A szik és a lösz magkeverékkel gyepesített szántók vegetációja évről évre egyre hasonlóbba vált a referencia gyepekéhez (7. ábra).



7. ábra. Fajkészlet adatok alapján készült DCA ordináció a különböző korú, szik (négyzetek) illetve lösz (körök) magkeverékkel gyepesített szántók és a referencia gyepes vegetációjáról. Szik magkeverékkel gyepesített szántók: □ – egyéves, ⊞ – kétéves, ■ – három éves, ■ – referencia szikes gye. Löss magkeverékkel gyepesített szántók: ○ – egyéves, ⊕ – kétéves, ● – három éves, ● – referencia löszgyep.

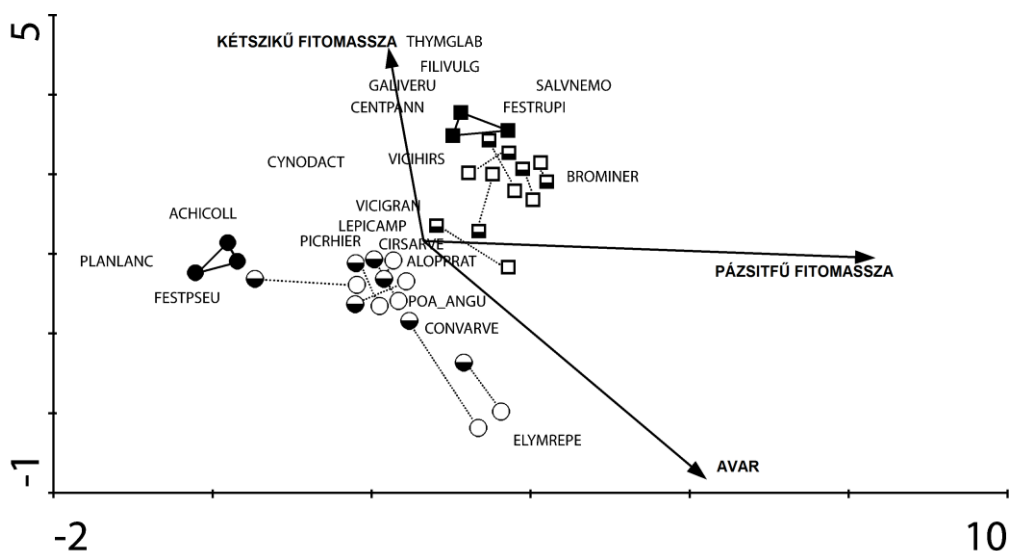
Kaszált és nem kaszált gyepesített szántók

A kaszálás felhagyásának szignifikáns hatása volt az avar mennyiségére és a vegetáció borítására (5. táblázat). Az avar mennyisége nagyobb, míg a vegetáció borítása kisebb volt a nem kaszált blokkokban (Függelék F2. táblázat). Az avar mennyisége és a vegetáció borítása tekintetében hasonló trendeket tapasztaltunk mindkét megkeverékkel gyepesített szántók esetén, de a változás mértékére szignifikáns hatása volt mind a megkeveréknek, mind az adott állománynak (5. táblázat). Az élő fitomassza esetében nem tapasztaltunk egyértelmű trendeket. A kaszálás felhagyásának a vegetáció magasságára sem volt szignifikáns hatása, ez a vizsgált állománytól függött (5. táblázat). A vetett fűvek mennyiségét szignifikánsan befolyásolta mind a kezelés, mind az állomány-hatás. A vetett fűvek borítása minden állomány esetén alacsonyabb volt a nem kaszált blokkokban (Függelék F2.

táblázat). A célfajok borítására és fajszámára a kaszálás felhagyásának nem volt szignifikáns hatása (5. táblázat). A rövidéletű gyomok borítására szignifikáns hatása az alkalmazott magkeveréknek és a vizsgált állománynak volt (5. táblázat). Az élő gyomok mennyisége a nem kaszált területeken szignifikánsan magasabb volt, mint a kaszáltakon (5. táblázat, Függelék F2. táblázat). Ez külön külön is igaz volt arra a két fajra, amely az élő gyomok mennyiségének legnagyobb részét adta, a *Cirsium arvense*-re és az *Elymus repens*-re. A kaszálás felhagyásának szignifikáns, negatív hatása volt a Shannon-diverzitásra (5. táblázat). A továbbra is kaszált gyepekedett szántók hasonlóbbak maradtak a referencia gyepekhez, mint a felhagyottak (8. ábra).

5. táblázat. A vetett magkeverék, a kezelés (fix faktorok) és az állomány (kovariáns) hatása a vegetációjellemzőkre (függő változók), az egyváltozós GLM eredményei. Jelmagyarázat: *** – $p < 0.001$; ** – $p < 0.01$; * – $p < 0.05$; n.s. – nem szignifikáns; VF – vetett füvek.

	Magkeverék		Kezelés		Magkev.×Kez.		Állomány	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Avar	26.90	***	60.12	***	2.92	n.s.	33.57	***
Élő fitomassza	0.06	n.s.	0.16	n.s.	7.20	**	0.31	n.s.
Vegetáció magasság	3.26	n.s.	0.90	n.s.	0.93	n.s.	8.07	**
Vegetáció borítás	16.37	***	6.68	*	0.87	n.s.	14.53	***
Vetett fű borítás	0.66	n.s.	22.66	***	3.10	n.s.	11.72	***
Célfajok borítása (kiv. VF)	2.35	n.s.	0.30	n.s.	1.28	n.s.	1.70	n.s.
Célfajok fajszáma (kiv. VF)	0.04	n.s.	1.75	n.s.	0.01	n.s.	0.30	n.s.
Rövidéletű gyomok	14.04	***	0.01	n.s.	1.48	n.s.	10.69	***
Élő gyomok	0.08	n.s.	6.97	**	3.23	n.s.	6.26	*
<i>Cirsium arvense</i> borítása	30.20	***	6.70	*	0.88	n.s.	19.52	***
<i>Agropyron repens</i> borítása	12.53	***	3.89	*	1.60	n.s.	36.90	***
Shannon diverzitás	0.09	n.s.	5.75	*	2.23	n.s.	11.15	***



8. ábra. A különböző fitomassza frakciók (nyilakkal jelölt háttérváltozók) hatása a kaszált és nem kaszált területek vegetációjára, a gyepesítést követő hatodik, vagyis a kaszálás felhagyását követő második évben. A DCA ordináció pontjai a vegetációt alkotó fajok borításértékein alapulnak. Jelmagyarázat: ○ – szik magkeverékkel gyepesített, nem kaszált; ◐ – szik magkeverékkel gyepesített, kaszált; ● – referencia szikes gyep; □ – lősz magkeverékkel gyepesített, nem kaszált; ◑ – lősz magkeverékkel gyepesített, kaszált; ■ – referencia lőszgyep. Az ugyanazon állományban található kaszált – nem kaszált párokat pontozott vonallal kötöttük össze. A fajnevek rövidítéseinek magyarázatát lásd a Függelék F3. táblázatában.

Diskusszió

A fitomassza – fajszám kapcsolatokat szikes és löszgyepekben mindezidáig nem vizsgálták, ezért nagy jelentőségű, hogy kimutattuk, hogy az ilyen gyepek által dominált élőhelykomplexben unimodális összefüggés áll fenn a földfelszín feletti fitomassza és a fajgazdagság között. Ez igazolja első hipotézisünket és összhangban van más vizsgálatok egy tájon belül, széles produktivitási gradiensek vizsgálata során kapott eredményeivel (lásd Mittelbach et al. 2001, Oba et al 2001). Több vizsgálatban, ahol a jelen dolgozatban tárgyalthoz (60 g/m^2 - 2350 g/m^2) hasonló fitomassza gradienst vizsgáltak (például Schaffers 2002, Lamb 2008) szintén unimodális összefüggést találtak. A legtöbb publikáció, amelyben monoton pozitív vagy negatív kapcsolatot detektáltak a teljes földfelszín feletti fitomassza és a fajszám között, viszonylag rövid produktivitási gradienst vizsgált (Mittelbach et al. 2001). Azaz, ezek a vizsgálatok az unimodális görbe emelkedő (például Ni et al. 2007) vagy leszálló ágát (például Wheeler & Shaw 1991) jellemezték.

Gyepközösségekben végzett, tájléptékű vizsgálatok esetében a fajgazdagság maximumát tipikusan a $300\text{-}600 \text{ g/m}^2$ teljes fitomassza értékeknél találták (Garcia et al. 1993, Schaffers 2002). Vizsgálatunkban a legmagasabb fajgazdagságot ennél némileg magasabb, mintegy 750 g/m^2 földfelszín feletti teljes földfelszín feletti fitomasszával találtuk. Ez az érték az általunk detektált teljes fitomassza intervallum 31%-ánál helyezkedik el, ami jól illeszkedik a nemzetközi szakirodalomban közölt tartományba, ahol a fajszám maximuma a teljes vizsgált fitomassza gradiens 25,7-60,7%-ánál helyezkedik el (Cornwell & Grubb 2003). A fajgazdagság maximumának elhelyezkedésére eddig nem találtak egyértelmű magyarázatot, de az biztos, hogy erősen függ a táji környezettől (például heterogenitás, fragmentáltság; Dolt et al. 2005, Emanuel et al. 2011) és a vizsgált közösségek típusától (Cornwell & Grubb 2003).

A vizsgálatunkban kimutatott unimodális görbe csúcsán elhelyezkedő löszgyepek fragmentált, sérülékeny közösségek (Somodi et al. 2008, Bölöni et al. 2011). A löszgyepek aktuális veszélyeztetettségéhez hozzájárulhat az is, hogy fitomassza viszonyaiknak már kismértékű megváltozása is – akár növekedésről, akár csökkenésről beszélünk – a fajgazdagság csökkenését vonhatja maga után. Gyepterületek természetvédelmi kezelésének megtervezésekor érdemes tehát figyelembe venni, hogy az adott gyeptípus a fitomassza – fajszám görbe melyik részén helyezkedik el.

Vizsgálatunkban kimutattuk, hogy azokban a közösségekben, ahol a teljes földfelszín feletti fitomassza tömege nagyobb, ott a kompetítor fajok aránya magasabb, míg a stressz-tűrőké alacsonyabb volt (2. ábra). Az alacsony produktivitással és szárazság- illetve só-stresszel jellemezhető szikfok vegetációban

volt a legnagyobb a stressz-tűrők aránya. A lassú növekedésű stressz-tűrők által dominált élőhelyeken a kismértékű szervesanyag produkció miatt detektálhatóak alacsony fitomassza mennyiségek. Az erősen stresszelt élőhelyi környezet nem kedvező a kompetitorok számára, ezért arányuk ezeken a területeken alacsony, a stressz mértékének csökkenésével párhuzamosan növekszik (Grime 1979). A magas produktivitású területek abiotikus élőhelyi körülményei nagy valószínűséggel megfelelőek a stressztűrők számára is, azonban a kompetitív környezet miatt kiszorulhatnak ezekről az élőhelyekről. Ezt az is alátámasztja, hogy még a legmagasabb produktívú ecsetpázsitos sziki réteken is előfordulnak stressztűrők, igaz meglehetősen alacsony fajszámmal és fitomasszával (vö. Bhattarai et al. 2004, Chiarucci et al. 2004). A teljes földfelszín feletti fitomassza és a ruderalis fajok aránya között unimodális összefüggést találtunk (2. ábra). A ruderalisok előfordulásának három fontos feltétele van: (1) kedvező abiotikus körülmények (Grime 1979) (2) megtelepedéshez szükséges szabad felszínek (Tilman & Pacala 1993) és természetesen a (3) propagulumok jelenléte (Thompson et al. 1997). A vizsgált közösségek közül legnagyobb arányban a löszgyepekben fordulnak elő ruderalis fajok, mivel itt megfelelőek az abiotikus környezeti körülmények, ezen kívül a vegetációban jelen vannak a megtelepedéshez szükséges szabad foltok is. Alacsony produktivitásnál feltehetően a magas abiotikus stressz, magas produktivitásnál a zárt vegetáció akadályozza megtelepedésüket.

Az avar fajgazdagságra gyakorolt hatása az avar mennyiségétől függ. Az alacsony avarmennyiségeknél detektált pozitív összefüggés lehetséges magyarázata, hogy a kismértékben magasabb avarmennyiség erősen stresszelt élőhelyeken csökkenti a talajfelszínre érkező direkt napsugárzást, így mérsékli a hőmérséklet szélsőségeit és a párolgást, kedvezőbb mikroklimát biztosítva a fajok többségének túléléséhez (Xiong & Nilsson 1999). Ez a folyamat a szikesedés mértékét is csökkentheti, aminek nagy jelentősége lehet a vizsgált gyepek esetében (Bakker 1985).

Magas avarmennyiségek esetén negatív kapcsolatot találtunk az avar mennyisége és a fajszám között. Számos szerző szerint ennek legfőbb oka a nagy mennyiségű avar árnyékoló hatása (Grace & Pugsek 1997). Az avar ezen kívül mechanikai gátként akadályozza a magok talajfelszínre jutását (magcsapda hatás), csírázását és a csíranövények növekedését (Ruprecht & Szabó 2012), így csökkentve a megtelepedéshez szükséges nyílt foltok elérhetőségét és mennyiségét (Harper 1977). Emellett az avar allelopatikus hatást is kifejt (Ruprecht et al. 2010), továbbá elősegítheti patogén gombák magokon és csíranövényeken való megtelepedését (García-Guzmán & Benítez-Malvido 2003). A magas avarborítás csökkenti a virágzó hajtásszámot, így hosszabb távon propagulum limitáltságot eredményezhet (Facelli & Pickett 1991, Bischoff et al. 2005). Több funkcionális fajcsoport különösen érzékeny a felhalmozódó avarra: a legtöbb kétszikű (Facelli & Pickett

1991), a ruderalis fajok (Facelli et al. 1988), a rövidéletű (Carson & Peterson 1990), apró magvú (Ruprech & Szabó 2012, Miglécz et al. 2013) és kistermetű fajok (Lepš 1999, Dolt et al. 2005). Több vizsgálat szerint az élő fűvek csírázását és korai növekedését pozitívan befolyásolja a nagyobb mennyiségű avar, így közvetetten is okozhatja egyes kísérőfajok kizáródását a vegetációból (Carson & Peterson 1990, Xiong & Nilsson 1999).

Vizsgálataink eredményei alapján arra következtethetünk, hogy alacsony produktivitású területeken az abiotikus stressz, magasabb produktivitású területek esetében a kompetíció fontos szerepet játszhat a fajgazdagság kialakításában, az avar mennyisége pedig a teljes gradiens mentén meghatározó jelentőségű.

Az extenzív lucernások fitomasszaviszonyait vizsgálva elmondható, hogy a teljes földfelszín feletti fitomassza és az avar mennyisége nem éri el azt a kritikus mennyiséget, amely már negatívan hatna a fajszámszámra. A lucerna fitomasszája az 1 éves és a 3 éves állományokban csak kis mértékben tért el, az idősebb állományokban azonban mennyisége erőteljesen lecsökkent. A mezőgazdasági tapasztalatok szerint a takarmánylucerna a vetést követő első kaszálás után gyors fejlődésnek és bokrosodásnak indul (Kiss & Horváth 1972), ez visszaszorítja a vetés után közvetlenül megjelenő gyomokat, így viszonylag fajszegény és homogén lucernaállomány alakul ki. A lucerna borítása egyre alacsonyabb volt, minél idősebb lucernást vizsgáltunk. A 10 éves állományokban a takarmánylucerna szinte már teljesen eltűnt a vegetációból.

Számos vizsgálat kimutatta, hogy a szekunder szukcesszió során a magas kezdeti fajgazdagságot számos esetben kisebb-nagyobb mértékű fajsza-csökkenés követi (Armesto & Pickett 1985, Collins et al 2001, Prach et al. 2007). Lucernások esetében ettől eltérő trendeket tapasztaltunk, az összfajsza és a diverzitás az idő előrehaladtával növekedett. Ennek oka, hogy a lucerna borításának csökkenésével helyére több élő faj települ és a rövidéletű fajok sem szorulnak ki a vegetációból. A fentiek miatt megfigyelhető, hogy minél idősebb a vizsgált lucernás, vegetációja annál heterogénebb (5. ábra).

A vegetáció borítása az extenzív lucernások esetén azok korától függetlenül magas volt, valószínűleg ezért nem tapasztaltunk gyomok dominálta stádiumot. A lucerna borításának csökkenésével párhuzamosan több, főleg természetes gyepekre jellemző faj települt be. Feltehetően fontos szerepet játszik ebben a kaszálás is, amely menedékhelyek folyamatos biztosítása révén elősegíti egyes fajok megtelepedését és folyamatos fennmaradását (Carson & Pickett 1990). Emiatt a 10 éves extenzív lucernások fajkészlete már hasonlít a természetes lőszgyepekére, a természetes gyepekre jellemző dominancia viszonyok kialakulása azonban vizsgálatunk időléptékénél hosszabb folyamat. Eredményeink alapján hangsúlyozandó, hogy a spontán szukcesszió folyamatainak támogatását, mint

fontos restaurációs ökológiai beavatkozást kiemelten kell kezelni további gyeprekonstrukciós beavatkozások tervezése során (Török et al. 2011b).

Az alacsony diverzitású magkeverék vetésével gyepesített egykori mezőgazdasági művelés alatt álló területeken a természetes gyepekéhez képest nagyobb volt a holt fitomassza és a kompetitor fűvek fitomasszája. A gyepesített szántókon a vetést követő első évben feltehetőleg a magas tápanyagtartalom miatti magas élő fitomassza-produkció már a vetést követő második évtől elősegítette az intenzív holt fitomassza felhalmozódást, amelynek hatására erőteljesen csökkent a gyepesített területek fajszáma (Huston 1999, Kelemen et al. 2013). Ez a jelenség leginkább a kétszikűek tömegének zömét adó egyéves gyomfajok visszaszorulásának következménye volt. A gyepesítés során vetett fűvek klonálisan is jól szaporodó és terjedő, élő, kompetitor fajok voltak. Ezek a fajok már a második évre jelentős fitomasszával voltak jelen a mintaterületeken, ez a jelenség az avar felhalmozódással együtt már a második évre a gyomok jelentős visszaszorulását okozta.

Három éves vizsgálataink alapján látható, hogy a gyepesedés folyamán kialakuló élő fűdominancia és az avar-felhalmozódás hatékonyan képes csökkenteni a gyomok fajszámát és fitomasszáját. A nagy mennyiségű avar felhalmozódása azonban akadályozhatja a gyepekre jellemző kísérőfajok betelepülését (Deák et al. 2011). A későbbiekben a célállományokra jellemző fajösszetétel kialakulásának eléréséhez célszerű a felhalmozódott avar mennyiségét csökkenteni a gyepesítésekben. A holtanyag mennyiségének csökkentésére javasolható a hagyományos kezelési módok alkalmazása. Mivel Magyarországon a legelő állatállomány az utóbbi évtizedekben drasztikusan csökkent, nagy kiterjedésű területek kezelése során a kaszálás a leginkább fenntartható módszer (Isselstein et al. 2005).

A kaszálás fenntartása elengedhetetlen a gyepesedett területek vegetációjának kedvező állapotban való fennmaradása szempontjából. A nem kaszált gyepesedett területeken az avar mennyisége 400 g/m^2 felett volt. A legtöbb vizsgálat szerint az ilyen magas avarmennyiség már erős negatív hatással van a fajgazdagságra és akadályozza a természetes gyepekre jellemző kísérőfajok betelepülését (Carson & Peterson 1990, Deák et al. 2011, Kelemen et al. 2013). A nagy mennyiségű avar felhalmozódása tipikus az egykori mezőgazdasági művelés alatt álló területeken, a talaj magas tápanyagtartalma miatt (Huston 1999). A kaszálás elmaradásának hatása pedig méginkább elősegíti az avar mennyiségének növekedését (Billetter et al. 2007, Huhta et al. 2001).

A kaszálás felhagyásának hatására csökkent a vetett fűvek fitomasszája, ennek oka lehet, hogy ezek a fajok jó kompenzációs növekedési képességük révén a kaszálás esetén kompetíciós előnybe kerülnek. A felhagyás következtében ezzel párhuzamosan megnőtt az élő gyomok (pl. *Cirsium arvense*) fitomasszája,

amelyek mennyisége rendszeres kaszálással visszaszorítható lenne (McLachlan & Knispel 2005). A *Cirsium arvense* visszaszorítása a miatt is elengedhetetlenül fontos, mert elszaporodása esetén a learatott széna használhatatlan lesz, és ez megnehezíti a gazdálkodás jövedelmezővé tételét a gazdálkodók számára és így a területkezelés fenntartását. Az avar mennyiségének és az élő gyomok fitomasszájának megnövekedése, a fajgazdagság csökkenéséhez vezet. Ez alátámasztja a kaszálás jelentőségét a gyepesedett területek vegetációjának kedvező állapotban való fenntartásában. Az évi egyszeri kaszálás ugyanakkor nem elégséges ahhoz, hogy elősegítse a természetes gyepekre jellemző kísérőfajok betelepülését. Ennek az lehet az oka, hogy a kaszálás nem képes megoldani a propagulum limitáltságot, csupán a mikroélelőhely limitáltságot befolyásolja, és azt is csak szezonálisan (Jaquemyn et al. 2011). Az Egyek-Pusztakócs térségében alacsony diverzitású magkeveréssel gyepesített egykori szántóterületek környezetében kevés a természetes állapotban fennmaradt gyepek (Török et al. 2010). A fenti tény, azzal együtt, hogy a legtöbb gyepi növényfaj igen rövid távolságokra tud hatékonyan terjedni (Stampfli and Zeiter 1999 – 25m, Diacon-Bolli et al. 2012 – 40m, Novák & Konvička 2006 – 50m, del Moral et al. 2005 – 100m), propagulumlimitáltsághoz vezet. Emiatt szükség lehet a célfajok propagulumainak bejuttatására, például legeltetés vagy célzott magvetés segítségével, a természetes gyepekéhez hasonló vegetáció kialakulása érdekében (Török et al. 2011a). Vizsgálataink alapján elmondható tehát, hogy a fenntartott kaszálás fontos és elégséges a gyepesedett területek kedvező állapotban való fenntartásához, azonban a természetközeli, fajgazdag gyepekhez hasonló vegetáció kialakulása érdekében további természetvédelmi beavatkozásokra van szükség. Kutatásaink rávilágítanak arra, hogy gyeprekonstrukciós beavatkozások esetén elengedhetetlen már a tervezési fázisban kalkulálni a hosszú távú utókezelés költségeivel és fenntarthatóságának megszervezésével.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Török Péternek, illetve Tóthmérész Bélának és Valkó Orsolyának munkám során nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért és támogatásukért. Köszönet illeti továbbá Albert Ágnes-Júliát, Deák Balázst, Gál Lajost, Kapocsi Istvánt, Lengyel Szabolcsot, Lukács Balázs Andrást, Miglécz Tamást, Ölvedi Tamást, Radócz Szilviát, Tóth Katalint és Vida Enikőt, segítségük nélkül a jelen dolgozat nem jöhetett volna létre. A dolgozat elkészülését segítette a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007, a TÁMOP-4.2.2_B-10_1-2010-0024 és a TÁMOP-4.2.2/C-11/1/KONV-2012-0010 pályázat. Köszönöm a Jedlik Ányos Doktorjelölti Ösztöndíj (TÁMOP- 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001) támogatását, amely az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. Az Egyek-Pusztakócs térségében végzett gyeprekonstrukció az Európai Unió LIFE Nature programja finanszírozásával valósult meg (LIFE04NAT/HU/000119).

Irodalomjegyzék

- Antonsen, H., Olsson, P.A. 2005. Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology* 42: 337–347.
- Armesto, J.J., Pickett, S.T.A. 1985. Experiments on disturbance in oldfield plant communities: impact on species richness and abundance. *Ecology* 66: 230–240.
- Bakker, J.D. 2008. Increasing the utility of indicator species analysis. *Journal of Applied Ecology* 45: 1829–1835.
- Bakker, J.P. 1985. The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions in salt marshes. *Vegetatio* 62: 391–398.
- Bartha, S., Meiners, S.J., Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L. 2003. Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* 6: 205–212.
- Bhattarai, K.R., Vetaas, O.R., Grytnes, J.A. 2004. Relationship between plant species richness and biomass in an arid sub-alpine grassland of the Central Himalayas, Nepal. *Folia Geobotanica* 39: 57–71.
- Billeter, R., Peintinger, M., Diemer, M. 2007. Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Botanica Helvetica* 117: 1–13.
- Bischoff, A., Augeb, H., Mahn, E-G. 2005. Seasonal changes in the relationship between plant species richness and community biomass in early succession. *Basic and Applied Ecology* 6: 385–394.
- Blumenthal, D.M., Jordan, N.R., Svenson, E.L. 2005. Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107: 221–230.
- Borhidi, A. 1995. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 39: 97–181.
- Borhidi, A. 2003. Magyarország Növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Kun, A. (szerk.) 2011. Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2002. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4. 5). Centre for Biometry Wageningen/Microcomputer Power, Wageningen, NL/Ithaca.
- Carson, W.P., Barrett, G.W. 1988. Succession in old-field plant communities: Effects of contrasting types of nutrient enrichment. *Ecology* 69: 984–994.
- Carson, W.P., Peterson, C.J., 1990. The role of litter in an old-field community:

- impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85: 8–13.
- Carson, W.P., Pickett, S.T.A. 1990. Role of resources and disturbance in the organization of an old-field plant community. *Ecology* 71: 226–238.
- Chiarucci, A., Alongi, C., Wilson, J.B. 2004. Competitive exclusion and the no-interaction model operate simultaneously in microcosm plant communities. *Journal of Vegetation Science* 15: 789–796.
- Collins, B., Wein, G., Philippi, T. 2001. Effects of disturbance intensity and frequency on early old-field succession. *Journal of Vegetation Science* 12: 721–728.
- Cornwell, W.K., Grubb, P.J. 2003. Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. *Oikos* 100: 417–428.
- Coulson, S.J., Bullock, J.M., Stevenson, M.J., Pywell, R.F. 2001. Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology* 38: 204–216.
- Cramer, V.A., Hobbs, R.J. (szerk.) 2007. Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland. Island Press, Washington.
- Csecserits A., Rédei T. 2001. Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* 4: 63–74.
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Migléc, T., Ölvédi, T., Lengyel Sz., Tóthmérész, B. 2011. Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* 145: 730–737.
- Diacon-Bolli, J., Dalang, T., Holderegger, R., Bürgi, M. 2012. Heterogeneity fosters biodiversity: linking history and ecology of dry calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology* 13: 641–653.
- Diemer, M., Oetiker, K., Billeter, R. 2001. Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science* 4: 237–246.
- Dolt, C., Goverde, M., Baur, B. 2005. Effects of experimental small-scale habitat fragmentation on above and below-ground plant biomass in calcareous grasslands. *Acta Oecologica* 27: 49–56.
- Dufrêne, M., Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Emanuel, R.E., Riveros-Iregui, D.A., McGlynn, B.L., Epstein, H.E. 2011. On the spatial heterogeneity of net ecosystem productivity in complex landscapes. *Ecosphere* 2(7): art86.
- Facelli, J.M., Pickett, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review* 57: 1–32.
- Facelli, J.M., Montero, C.M., Leon, R.J.C. 1988. Effect of different disturbance

- regimen on seminatural grasslands from the subhumid pampa. *Flora* 180: 241–249.
- Feng, D., Hong-Bo, S., Lun, S., Zong-Suo, L., Ming-Ana, S. 2007. Secondary succession and its effects on soil moisture and nutrition in abandoned old-fields of hilly region of Loess Plateau. *China Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 58: 278–285.
- Foster, B.L., Gross, K.L. 1998. Species richness in a successional grassland: Effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* 79: 2593–2602.
- Garcia, L.V., Clemente, L., Maranon, T., Moreno, A. 1993. Above-ground biomass and species richness in a Mediterranean salt marsh. *Journal of Vegetation Science* 4: 417–424.
- García-Guzmán, G., Benítez-Malvido, J. 2003. Effect of litter on the incidence of leaf-fungal pathogens and herbivory in seedlings of the tropical tree *Nectandra ambigens*. *Journal of Tropical Ecology* 19: 171–177.
- Gerard, M., El Kahloun, M., Rymen, J., Beauchard, O., Meire, P., 2008. Importance of mowing and flood frequency in promoting species richness in restored floodplains. *Journal of Applied Ecology* 45: 1780–1789.
- Gillman, L.N., Wright, S.D. 2006. The influence of productivity on the species richness of plants: a critical assessment. *Ecology* 87: 234–243.
- Grace, J.B., Pugsek, B.H. 1997. A structural equation model of plant species richness and its application to a coastal wetland. *American Naturalist* 149: 436–460.
- Grime, J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 344–347.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Son, New York, US.
- Guo, Q. 2007. The diversity–biomass–productivity relationships in grassland management and restoration. *Basic and Applied Ecology* 8: 199–208.
- Halassy, M. 2001. Possible role of seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101–108.
- Hald, A.B., Vinther, E. 2000. Restoration of a species-rich fen-meadow after abandonment: response of 64 plant species to management. *Applied Vegetation Science* 3: 15–24.
- Harper, J. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- Hodgson, J.G., Wilson, P., Hunt, R., Grime, J., Thompson, K. 1999. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos* 85: 282–296.
- Horrocks, R.D., Valentine, J.F. 1999. *Harvested Forages*. Academic Press, SanDiego, CA, USA.
- Huhta, A-P., Rautio, P., Tuomi, J., Laine, K. 2001. Restorative mowing on an

- abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science* 12: 677–686.
- Huston, M.A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos* 86: 393–401.
- Hutchings, M.J., Booth, K.D. 1996. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171–1181.
- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlů, V. 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. *Agronomy Research* 3: 139–151.
- Jacquemyn, H., Van Mechelen, C., Brys, R., Honnay O. 2011. Management effects on the vegetation and soil seed bank of calcareous grasslands: An 11-year experiment. *Biological Conservation* 144: 416–422.
- Jongepierová, I., Jongepier, J.W., Klimes, L. 2004. Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. *Preslia* 76: 361–369.
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Miglécz, T., Tóthmérész, B. 2013. Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science* (in press). doi: 10.1111/jvs.12027.
- Kemenesy, E., Manninger, G.A. 1966. A lucerna termesztése és védelme. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Kiehl, K., Pfadenhauer, J. 2007. Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* 189: 31–48.
- Kiss, I.L., Horváth, A. 1972. Lucerna. Vetőmagtermesztők kiskönyvtára, Budapest.
- Lamb, E.G. 2008. Direct and indirect control of grassland community structure by litter, resources, and biomass. *Ecology* 89: 216–225.
- Lawson, C.S., Ford, M.A., Mitchley, J. 2004. The influence of seed addition and cutting regime on the success of grassland restoration on former arable land. *Applied Vegetation Science* 7: 259–266.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Lengyel, A. 2006: Weed studies on Hungarian lavender plantations. *Journal of Plant Diseases and Protection* 20: 139–146.
- Lengyel, S., Kobler, A., Kutnar, L., Framstad, E., Henry, P-Y., Babij, V., Gruber, B., Schmeller, D., Henle K. 2008. A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. *Biodiversity and Conservation* 17: 3341–3356.

- Lepš, J. 1999. Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow copy. *Journal of Vegetation Science* 10: 219–230.
- Lepš, J., Doležal, J., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Hedlund, K., Igual, A.M., Jörgensen, H.B., Lawson, C.S., Mortimer, S.R., Peix, G.A., Rodríguez, B.C., Santa, R.I., Šmilauer, P., van der Putten, W. 2007. Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97–110.
- Li, J.-H., Xu, D.-H., Wang, G. 2007. Weed inhibition by sowing legume species in early succession of abandoned fields on Loess Plateau, China. *Acta Oecologica* 30: 1–5.
- Luken, J.O. 1990. Directing ecological succession. Chapman and Hall, New York.
- Manchester, S.J., McNally, S., Treweek, J.R., Sparks, T.H., Mountford, J.O. 1999. The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland - an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* 55: 91–109.
- McLachlan, S.M., Knispel, A.L. 2005. Assessment of long-term tallgrass prairie restoration in Manitoba, Canada. *Biological Conservation* 124: 75–88.
- Migléc, T., Tóthmérész, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P. 2013. Effects of litter on seedling establishment: an indoor experiment with short-lived Brassicaceae species. *Plant Ecology* 214: 189–193.
- Mittelbach, G.G., Steiner, C.F., Scheiner, S.M., Gross, K.L., Reynolds, H.L., Waide, R.B., Willig, M.R., Dodson, S.I., Gough L. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82: 2381–2396.
- Molnár, A. 2004. A Hortobágy éghajlati jellemzői. In: Ecsedi, Z. (szerk.) A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros-Szeged, pp. 39.
- del Moral, R., Wood, D.M., Titus, J.H. 2005. Proximity, microsites, and biotic interactions during early succession, in: Dale, V.H., Swanson, F.J., Crisafulli, C.M. (Eds.). *Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens*. Springer, New York, pp. 93–109.
- Ni, J., Wang, G.H., Bai, Y.F., Li, X.Z. 2007. Scale-dependent relationships between plant diversity and above-ground biomass in temperate grasslands, south-eastern Mongolia. *Journal of Arid Environments* 68: 132–142.
- Novák, J., Konvička, M. 2006. Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering* 26: 113–122.
- Oba, G., Vetaas, O.R., Stenseth, N.C. 2001. Relationships between biomass and plant species richness in arid-zone grazing lands. *Journal of Applied Ecology* 38: 836–845.

- Odum, E.P. 1960. Organic production and turnover in old field succession. *Ecology* 41: 34–49.
- Oksanen, J. 1996. Is the humped relationship between species richness and biomass an artefact due to plot size? *Journal of Ecology* 84: 293–295.
- Pakeman, R.J., Pywell, R.F., Wells T.C.E. 2002. Species spread and persistence: implications for experimental design and habitat re-creation. *Applied Vegetation Science* 5: 76–86.
- Penksza, K., Szentes, Sz., Loksa, G., Dannhauser, C., Házi, J. 2010. A legeltetés hatása a gyepekre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli-medencében. *Természetvédelmi Közlemények* 16: 25–49.
- Pécsi, M. (szerk.) 1989. Magyarország nemzeti atlasza. Kartográfiai Vállalat, Budapest.
- Prach, K., Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- Prach, K., Pyšek, P., Bastl, M. 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.
- Prach, K., Lepš, J., Rejmánek, M. 2007. Old Field Succession in Central Europe: Local and Regional Patterns. In: Cramer, V.A., Hobbs, R.J. (szerk.): *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington, pp. 180–201.
- Reid, A.M., Morin, L., Downey, P.O., French, K., Virtue, J.G. 2009. Does invasive plant management aid the restoration of natural ecosystems? *Biological Conservation* 142: 2342–2349.
- Rietkerk, M., Ketner, P., Burger, J., Hoorens, B., Olff, H. 2000. Multiscale soil and vegetation patchiness along a gradient of herbivore impact in a semi-arid grazing system in West Africa. *Plant Ecology* 148: 207–224.
- Ruprecht, E. 2005. Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145–157.
- Ruprecht, E., Józsa, J., Ölvedi, T.B., Simon, J. 2010. Differential effects of several “litter” types on the germination of dry grassland species. *Journal of Vegetation Science* 21: 1069–1081.
- Ruprecht, E., Szabó, A. 2012. Grass litter is a natural seed trap in long-term undisturbed grassland. *Journal of Vegetation Science* 23: 495–504.
- Schaffers, A.P. 2002. Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation. Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecology* 158: 247–268.
- Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A. 2006. Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. *Landscape Ecology* 21: 1233–1251.
- Somodi, I., Virágh, K., Podani, J. 2008. The effect of the expansion of the clonal

- grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science* 11: 187–192.
- Soó, R., 1964–1980. Synopsis systematic-geobotanica florae vegetationisque Hungariae I–VI., Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Stampfli, A., Zeiter, M. 1999. Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10: 151–164.
- Sümei, P. 2004. A Hortobágy fejlődéstörténete. In: Ecsedi, Z. (szerk.) A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros-Szeged, pp. 33–38.
- Sümei, P., Szilágyi, G. 2010. A Hortobágy új felszínfejlődési modellje és a szikesedés eredete. *Acta Biologica Debrecina Oecologica Hungarica* 24: 21–29.
- Thompson, K., Bakker, J.P. & Bekker, R.M. 1997. Soil seed banks of North West Europe: Methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tilman, D., Pacala, S. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In Ricklefs, R., Schluter D. (eds.) *Species diversity*, pp. 13–25. University of Chicago Press, Chicago, US.
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Migléc, T., Vida, E., Deák, B., Lengyel, Sz., Tóthmérész B. 2009. Avar-felhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 95: 101–113.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2010. Restoring grassland biodiversity: Sowing lowdiversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 148: 806–812.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2011a. Grassland restoration on former croplands in Europe: An assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* 20: 2311–2332.
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Lukács, B., Tóthmérész B. 2011b. Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257–264.
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2012. Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* 20: 41–48.
- Valkó, O., Török, P., Matus, G., Tóthmérész, B. 2012. Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207: 303–309.
- Varga, Z.-né 1984. A Hortobágyi Nemzeti Park sziki gyepeinek fitocönológiai viszonyai és szukcessziós kapcsolatai. *Botanikai Közlemények* 71: 63–78.
- Vida E., Török P., Deák B., Tóthmérész B. 2008. Gyepek létesítése mezőgazdasági

- művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. Botanikai Közlemények 95: 101–113.
- Wheeler, B.D., Shaw, S.C. 1991. Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich fen vegetation of lowland England and Wales. *Journal of Ecology* 79: 285–301.
- Xiong, S., Nilsson, C. 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 87: 984–994.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey, US.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York.

Függelék

F1. táblázat. A vizsgált természetes gyepek fajainak besorolása a 19 kategóriát tartalmazó, összetett C-S-R kategóriarendszerbe, és a rájuk számolt, C –, S –, illetve R – koordináták értékei.

Species	Strategy type	Coordinates		
	C-S-R	C	S	R
<i>Achillea setacea</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Agropyron repens</i>	C/CR	1	-2	-1
<i>Agrostis stolonifera</i>	CR	0	-2	0
<i>Ajuga genevensis</i>	CSR	0	0	0
<i>Alopecurus pratensis</i>	C/CSR	1	-1	-1
<i>Alyssum alyssoides</i>	S	-2	2	-2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	SR	-2	0	0
<i>Artemisia santonicum</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Berteroa incana</i>	SR	-2	0	0
<i>Bromus arvensis</i>	R	-2	-2	2
<i>Bromus inermis</i>	C	2	-2	-2
<i>Bromus mollis</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Bromus tectorum</i>	R/SR	-2	-1	1
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	S	-2	2	-2
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	R	-2	-2	2
<i>Carduus acanthoides</i>	CR	0	-2	0
<i>Carex distans</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Carex melanostachya</i>	C/SC	1	-1	-2
<i>Carex stenophylla</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Centaurea pannonica</i>	C/CR	1	-2	-1
<i>Cerastium dubium</i>	SR	-2	0	0
<i>Cirsium arvense</i>	C	2	-2	-2
<i>Consolida regalis</i>	CSR	0	0	0
<i>Convolvulus arvensis</i>	CR	0	-2	0
<i>Conyza canadensis</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Crepis tectorum</i>	R/SR	-2	-1	1
<i>Cruciata pedemontana</i>	CSR	0	0	0
<i>Cuscuta epithymum</i>	CR	0	-2	0
<i>Cynodon dactylon</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Daucus carota</i>	SR/CSR	-1	0	0
<i>Dianthus pontederæ</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Eleocharis palustris</i>	SC/CSR	0	0	-1
<i>Erodium cicutarium</i>	SR	-2	0	0
<i>Eryngium campestre</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Erysimum repandum</i>	R	-2	-2	2
<i>Euphorbia cyparissias</i>	CSR	0	0	0
<i>Falcaria vulgaris</i>	CSR	0	0	0
<i>Festuca psedovina</i>	S/SC	-1	1	-2

F1. táblázat folytatás.

Species	Strategy type	Coordinates		
	C-S-R	C	S	R
<i>Festuca rupicola</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Filipendula vulgaris</i>	S	-2	2	-2
<i>Fragaria viridis</i>	CSR	0	0	0
<i>Galium palustre</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Galium spurium</i>	C/CR	1	-2	-1
<i>Galium verum</i>	SC/CSR	0	0	-1
<i>Geranium molle</i>	R/SR	-2	-1	1
<i>Gypsophila muralis</i>	SR	-2	0	0
<i>Hieracium hoppeanum</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Hordeum hystris</i>	S	-2	2	-2
<i>Hypericum perforatum</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Inula britannica</i>	C/SC	1	-1	-2
<i>Juncus compressus</i>	CSR	0	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	CSR	0	0	0
<i>Koeleria cristata</i>	S	-2	2	-2
<i>Lamium amplexicaule</i>	R	-2	-2	2
<i>Lamium purpureum</i>	R	-2	-2	2
<i>Lathyrus tuberosus</i>	C	2	-2	-2
<i>Lepidium draba</i>	CR	0	-2	0
<i>Lepidium perfoliatum</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Lepidium ruderae</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Lithospermum arvense</i>	SR	-2	0	0
<i>Lolium perenne</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Lotus corniculatus</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Matricaria chamomilla</i>	R	-2	-2	2
<i>Medicago falcata</i>	R/SR	-2	-1	1
<i>Medicago lupulina</i>	R/SR	-2	-1	1
<i>Medicago minima</i>	R/SR	-2	-1	1
<i>Melandrium album</i>	CR	0	-2	0
<i>Melandrium viscosum</i>	CS	0	0	-2
<i>Myosotis stricta</i>	SR	-2	0	0
<i>Ornithogalum kochii</i>	SR	-2	0	0
<i>Picris hieracioides</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Pimpinella saxifraga</i>	S/SR	-2	1	-1
<i>Plantago lanceolata</i>	CSR	0	0	0
<i>Plantago tenuiflora</i>	SR/CSR	-1	0	0
<i>Poa angustifolia</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Poa bulbosa</i>	R	-2	-2	2
<i>Podospermum canum</i>	S/SC	-1	1	-2
<i>Polygonum aviculare</i>	R	-2	-2	2
<i>Potentilla arenaria</i>	S	-2	2	-2

F1. táblázat folytatás.

Species	Strategy type	Coordinates		
	C-S-R	C	S	R
<i>Potentilla argentea</i>	S/CSR	-1	1	-1
<i>Puccinellia limosa</i>	CS	0	0	-2
<i>Rumex acetosella</i>	SR/CSR	-1	0	0
<i>Salvia austriaca</i>	CSR	0	0	0
<i>Salvia nemorosa</i>	CSR	0	0	0
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	S/SR	-2	1	-1
<i>Spergularia media</i>	SR	-2	0	0
<i>Spergularia rubra</i>	SR	-2	0	0
<i>Stellaria graminea</i>	CSR	0	0	0
<i>Stellaria media</i>	R	-2	-2	2
<i>Stipa capillata</i>	C	2	-2	-2
<i>Taraxacum officinale</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Thymus glabrescens</i>	S	-2	2	-2
<i>Trifolium angulatum</i>	SR	-2	0	0
<i>Trifolium arvense</i>	SR	-2	0	0
<i>Trifolium campestre</i>	SR	-2	0	0
<i>Trifolium fragiferum</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Trifolium retusum</i>	SR	-2	0	0
<i>Trifolium striatum</i>	SR	-2	0	0
<i>Valerianella locusta</i>	SR	-2	0	0
<i>Verbascum phoeniceum</i>	CR/CSR	0	-1	0
<i>Veronica arvensis</i>	SR	-2	0	0
<i>Veronica hederifolia</i>	R/SR	-2	-1	1
<i>Veronica persica</i>	R	-2	-2	2
<i>Veronica prostrata</i>	R/SR	-2	-1	1
<i>Veronica verna</i>	SR	-2	0	0
<i>Vicia angustifolia</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Vicia grandiflora</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Vicia hirsuta</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Vicia lathyroides</i>	SR	-2	0	0
<i>Vicia sativa</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Vicia tetrasperma</i>	R/CR	-1	-2	1
<i>Vicia villosa</i>	R/CSR	-1	-1	1
<i>Viola arvensis</i>	R	-2	-2	2
<i>Viola kitaibeliana</i>	R	-2	-2	2

F2. táblázat. Alacsony diverzitású magkeveréssel gyepesített területek vegetációjellemzői a kaszálás felhagyásának évében (4.év) és az ezt követő két évben (5. és 6. év). Rövidítések: F – felhagyott; K – kaszált.

		Szik magkeverék			Lősz magkeverék		
		4.év	5.év	6.év	4.év	5.év	6.év
Avar	F	345,75	488,75	538,25	362,75	455,00	456,00
	K	339,00	210,25	260,75	428,50	227,00	340,50
Élő fitomassza	F	467,75	287,75	316	429,25	356	300,75
	K	424,25	326,5	262,5	404,5	428,5	356,75
Vegetáció magasság	F	67,18	53,99	55,01	62,92	64,18	59,02
	K	62,69	54,69	50,39	55,98	67,58	58,38
Vegetáció borítás	F	83,14	67,86	77,00	98,83	75,33	69,17
	K	92,29	80,57	82,57	92,17	84,17	80,33
Vetett fű borítás	F	63,01	40,37	37,75	96,81	70,03	59,92
	K	66,42	55,04	61,10	83,02	71,35	69,91
Célfajok borítása(kiv.VF)	F	0,54	0,11	2,88	4,14	0,80	0,10
	K	3,26	1,41	0,90	0,24	1,03	1,09
Célfajok fajszáma(kiv.VF)	F	1,86	0,57	0,71	0,83	2,00	1,00
	K	2,57	2,14	1,14	1,17	3,00	1,00
Rövidéletű gyomok	F	2,40	4,33	7,21	2,27	1,25	1,70
	K	9,38	8,04	6,34	2,95	7,80	4,36
Évelő gyomok	F	17,18	23,09	30,14	2,50	3,18	6,87
	K	13,18	15,99	14,42	5,85	3,96	4,92
<i>Cirsium arvense</i> borítása	F	8,45	4,62	11,59	1,04	1,02	2,59
	K	7,45	8,43	4,44	0,00	0,00	0,18
<i>Elymus repens</i> borítása	F	8,04	17,50	16,71	0,05	0,96	2,69
	K	4,39	5,97	7,38	0,00	0,00	1,25
Shannon diverzitás	F	0,90	0,91	0,84	1,06	1,01	0,93
	K	1,06	0,94	0,86	1,12	1,24	1,18

F3. táblázat. A 8. ábrán szereplő rövidítések és a hozzájuk tartozó teljes fajnevek.

Rövidítés	Fajnév
ACHICOLL	<i>Achillea collina</i>
ALOPPRAT	<i>Alopecurus pratensis</i>
BROMINER	<i>Bromus inermis</i>
CENTPANN	<i>Centaurea pannonica</i>
CIRSARV	<i>Cirsium arvense</i>
CONVARVE	<i>Convolvulus arvensis</i>
CYNODACT	<i>Cynodon dactylon</i>
ELYMREPE	<i>Elymus repens</i>
FESTPSEU	<i>Festuca pseudovina</i>
FESTRUPI	<i>Festuca rupicola</i>
FILIVULG	<i>Filipendula vulgaris</i>
GALIVERU	<i>Galium verum</i>
LEPICAMP	<i>Lepidium campestre</i>
PICRHIER	<i>Picris hieracioides</i>
PLANTLANC	<i>Plantago lanceolata</i>
POA_ANG	<i>Poa angustifolia</i>
SALVNEMO	<i>Salvia nemorosa</i>
THYMGLAB	<i>Thymus glabrescens</i>
VICIGRAN	<i>Vicia grandiflora</i>
VICIHIRS	<i>Vicia hirsuta</i>